



Universidade de Aveiro
Ano 2018

Departamento de Biologia

**DIOGO OLIVEIRA DE
SOUSA E SILVA
CALDEIRA**

**IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS DE SENSIBILIDADE À
ELETROCUSSÃO PARA 4 ESPÉCIES DE
ACCIPITRIFORMES EM PORTUGAL CONTINENTAL**

DECLARAÇÃO

Declaro que este relatório é integralmente da minha autoria, estando devidamente referenciadas as fontes e obras consultadas, bem como identificadas de modo claro as citações dessas obras. Não contém, por isso, qualquer tipo de plágio quer de textos publicados, qualquer que seja o meio dessa publicação, incluindo meios eletrônicos, quer de trabalhos académicos.



Universidade de Aveiro
Ano 2018

Departamento de Biologia

**DIOGO OLIVEIRA DE
SOUSA E SILVA
CALDEIRA**

**IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS DE SENSIBILIDADE À
ELETROCUSSÃO PARA 4 ESPÉCIES DE
ACCIPITRIFORMES EM PORTUGAL CONTINENTAL**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Ecologia Aplicada, realizada sob a orientação científica do Professor António Manuel da Silva Luís, Professor Auxiliar do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro e a coorientação de Pedro Correia Rodrigues, Técnico de Gestão de Dados e Cartografia da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves

O júri

Presidente

Prof. Dr. Ulisses Manuel de Miranda Azeiteiro
Professor associado com agregação da Universidade de Aveiro

Prof. Dr. João Eduardo Morais Gomes Rabaça (Vogal e Arguente Principal)
Professor Auxiliar da Universidade de Évora

Prof. Dr. António Manuel da Silva Luís (Vogal e Orientador)
Professor auxiliar da Universidade de Aveiro

Agradecimentos

O autor agradece ao seu orientador e coorientador que o ajudaram na concretização deste trabalho. O autor agradece também aos Técnicos de Conservação da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves (SPEA), Julieta Costa e Rui Machado pela sua disponibilidade e apoio complementar para este trabalho, seja pelas sugestões dadas e pelos materiais fornecidos ou pelo apoio dado durante as sessões de monitorização de campo nas quais o autor teve a oportunidade de participar.

O autor agradece ainda aos alunos João Carvalho, doutorando em Biologia pela Universidade de Aveiro e João Lima, licenciado em Biologia pela Faculdade de Ciências da Universidade do Porto que ajudaram o autor na resolução de alguns problemas de *software*, assim como à sua família e amigos que sempre o apoiaram durante esta fase e que sempre acreditaram nas capacidades do autor em concluir este trabalho.

Palavras-chave

Eletrocussão, Accipitriformes, Modelação Ecológica, Índice de Sensibilidade, Priorização Espacial, Conservação da Biodiversidade

Resumo

O aumento da população humana no último século teve como resultado um aumento das redes elétricas de distribuição de energia, resultando num impacto negativo para a biodiversidade. A interação entre aves e linhas elétricas pode ter como consequência a mortalidade por electrocussão. A mortalidade de aves por eletrocutadas em redes elétricas tem sido alvo de estudo na última década com recurso à modelação ecológica preditiva e à priorização espacial de conservação.

Este trabalho teve como objetivo a identificação de áreas de sensibilidade à eletrocussão para 4 espécies de Accipitriformes (*Buteo buteo*, *Circus gallicus*, *Falco tinnunculus* e *Gyps fulvus*) em Portugal Continental, nas épocas fenológicas de reprodução e dispersão, entre 2010 e 2016. Para tal, modelou-se a adequabilidade de habitat para as 4 espécies, utilizando o *software MaxEnt*, utilizando informação de diversas variáveis ecológicas, geográficas e ambientais e dados de ocorrência das 4 espécies em Portugal Continental, para o período 2010 e 2016, obtidos através da base de dados do eBird. Posteriormente, estes modelos serviram de base para uma análise de priorização espacial, utilizando o *software Zonation*, tendo-se atribuído um peso diferenciado a cada espécie, que inclui critérios biológicos e ecológicos que refletem a sensibilidade da espécie à eletrocussão e o seu estatuto de conservação. Numa fase final, os mapas de priorização obtidos para cada época foram ainda sobrepostos com mapas de densidade de registos de eletrocussão para as mesmas épocas, para se poder perceber a ocorrência de sobreposição das áreas de elevado valor de priorização com a localização de *hotspots* de mortalidade por eletrocussão.

Com este trabalho constatou-se que os maiores valores de AUC registaram-se para os modelos preditivos de ocorrência de *Gyps fulvus* e os mais baixos para os de *Buteo buteo* em ambas as épocas fenológicas. Registou-se também um maior número de áreas associadas a elevados valores de priorização de conservação da biodiversidade na zona interior de Portugal Continental, assim como uma maior sobreposição dos mapas de densidade de registos de eletrocussão com os mapas de priorização para ambas as épocas que coincide com uma área geográfica que faz parte do Parque Natural do Douro Internacional. Com os resultados, foi possível identificar as áreas de sensibilidade à eletrocussão e verifica-se que é muito importante definir os objetivos de cada método e de cada critério usado nesse processo assim como fazer um estudo detalhado dos requisitos ecológicos da espécie alvo de modelação.

Este tipo de trabalhos deverá ser mais frequente no futuro e permite que medidas mais eficientes e concretas possam ser aplicadas para mitigar o problema da eletrocussão em apoios e linhas problemáticas ou em novos dispositivos, resultando numa rede elétrica mais segura para as aves e mais fiável para os consumidores.

Keywords

Electrocution, Accipitriformes, Biogeographic modeling, Sensitivity index, Spatial Prioritization, Biodiversity conservation.

Abstract

The increase in human population in the last century has resulted in an increase in electricity distribution networks, resulting in a negative impact on biodiversity. The interaction between birds and electric lines can result in death from electrocution. The mortality of birds by electrocution in electric networks has been studied in the last decade using predictive ecological modeling and spatial conservation prioritization.

The objective of this work was to identify areas of sensitivity to electrocution for four species of Accipitriformes (*Buteo buteo*, *Circaetus gallicus*, *Falco tinnunculus* and *Gyps fulvus*) in Portugal Continental, during the breeding and dispersal phenological seasons between 2010 and 2016. To this end, the habitat suitability for the 4 species was modelled using the *MaxEnt* software, using information from several ecological, geographic and environmental variables and occurrence data of the 4 species in Portugal Continental, between 2010 and 2016, obtained through the eBird database. Subsequently, these models served as a basis for a spatial prioritization analysis, using *Zonation* software, with a differential weight attributed to each species, which includes biological and ecological criteria that reflect the sensitivity of the species to electrocution and its conservation status. In a final phase, the prioritization maps obtained for each season were also overlapped with density maps of electrocution records for the same seasons, in order to perceive the occurrence of overlapping of high priority areas with the location of mortality hotspots by electrocution.

With this work, it was verified that the highest values of AUC were registered for the models of *Gyps fulvus* occurrence and the lowest values for those of *Buteo buteo* in both phenological seasons. There was also a greater number of areas associated with high biodiversity conservation prioritization values in the interior of Portugal Continental, as well as a greater overlap of the density maps of electrocution records with the prioritization maps for both coinciding seasons with a geographical area that is part of the Douro International Natural Park. With the results, it was possible to identify the areas of sensitivity to electrocution and it is very important to define the objectives of each method and each criteria used in this process as well as to make a detailed study of the ecological requirements of the target species for modeling. This type of work should be more frequent in the future and allow more efficient and concrete measures to be applied to mitigate the problem of electrocution in problematic supports and lines or in new devices, resulting in a safer electrical network for birds and more reliable one for consumers.

ÍNDICE

1.	Introdução.....	1
1.1	Impacto da ação humana na Biodiversidade.....	1
1.2	Eletrocussão <i>versus</i> colisão.....	3
1.3	Aves de Rapina da Península Ibérica.....	7
1.4	Estado de arte – o contexto do problema na Península Ibérica.....	8
1.5	Medidas de mitigação.....	13
1.6	A modelação ecológica e a priorização espacial de conservação como ferramentas de estudo e de ajuda à mitigação da eletrocussão.....	17
2.	Metodologia.....	20
2.1	Mapeamento da sensibilidade à eletrocussão das espécies alvo.....	24
2.2	Dados de ocorrência – recolha, organização e processamento.....	24
2.3	Variáveis ecogeográficas – recolha, organização e processamento.....	26
2.4	Modelação de adequabilidade de habitat.....	30
2.5	Índice de Sensibilidade à Eletrocussão – construção e aplicação.....	35
2.6	Sobreposição dos mapas de priorização com os mapas de densidade de registos de eletrocussão.....	38
2.7	Hipóteses estipuladas.....	39
3.	Resultados.....	40
4.	Discussão.....	51
5.	Considerações finais sobre o trabalho.....	60
6.	Referências.....	63
6.1	Bibliografia.....	63
6.2	Webgrafia.....	69
7.	Glossário de termos técnicos.....	70
8.	Anexos.....	73
9.	Legenda dos anexos III e IV.....	84

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema HIPPO.....	2
Figura 2 - Cadáver de <i>Turdus philomelos</i> resultante da colisão com uma linha elétrica.....	5
Figura 3 - Cadáver de <i>Ciconia ciconia</i> resultante da eletrocussão do indivíduo num apoio elétrico (SPEA).....	6
Figura 4 - Exemplos de dispositivos sinalizadores de linhas elétricas.....	13
Figura 5 - Esquema de um apoio elétrico de madeira com identificação do <i>crossarm</i>	15
Figura 6 - Exemplo de isolamento das linhas elétricas.....	16
Figura 7 - Exemplo de uma medida anti- <i>perching</i>	17
Figura 8 - Totais de registos de mortalidade por eletrocussão de aves de rapina, recolhidos em Portugal Continental no intervalo temporal 2010-2016.....	20
Figura 9 - Imagem da previsão resultante da modelação de adequabilidade de habitat de <i>Buteo buteo</i> para a época de dispersão no intervalo temporal 2010-2016.....	40
Figura 10 - Imagem da previsão resultante da modelação de adequabilidade de habitat de <i>Buteo buteo</i> para a época de reprodução no intervalo temporal 2010-2016.....	41
Figura 11 - Imagem da previsão resultante da modelação de adequabilidade de habitat de <i>Circaetus gallicus</i> para a época de dispersão no intervalo temporal 2010-2016.....	42
Figura 12 - Imagem da previsão resultante da modelação de adequabilidade de habitat de <i>Circaetus gallicus</i> para a época de reprodução no intervalo temporal 2010-2016.....	43
Figura 13 - Imagem da previsão resultante da modelação de adequabilidade de habitat de <i>Falco tinnunculus</i> para a época de dispersão no intervalo temporal 2010-2016.....	44
Figura 14 - Imagem da previsão resultante da modelação de adequabilidade de habitat de <i>Falco tinnunculus</i> para a época de reprodução no intervalo temporal 2010-2016.....	45

Figura 15 - Imagem da previsão resultante da modelação de adequabilidade de habitat de <i>Gyps fulvus</i> para a época de dispersão no intervalo temporal 2010-2016.....	46
Figura 16 - Imagem da previsão resultante da modelação de adequabilidade de habitat de <i>Gyps fulvus</i> para a época de reprodução no intervalo temporal 2010-2016.....	47
Figuras 17 e 18 - Imagens das previsões resultantes da inclusão do Índice de Sensibilidade à eletrocussão e dos modelos de adequabilidade de habitat das 4 espécies em estudo para as épocas respetivas de dispersão e de reprodução no intervalo temporal de 2010-2016, no sistema de priorização (<i>Zonation</i>).....	48
Figura 19 - Mapa de densidade de registos de eletrocussão das 4 espécies em estudo para a época de dispersão no intervalo temporal 2010-2016.....	49
Figura 20 - Mapa de densidade de registos de eletrocussão das 4 espécies em estudo para a época de reprodução no intervalo temporal 2010-2016.....	49
Figura 21 - Mapa resultante da sobreposição da priorização dos modelos de adequabilidade de habitat das 4 espécies em estudo para a época de dispersão no intervalo temporal 2010-2016 com os <i>hotspots</i> de mortalidade por eletrocussão no mesmo intervalo para as 4 espécies em estudo na mesma época.....	50
Figura 22 - Mapa resultante da sobreposição da priorização dos modelos de adequabilidade de habitat das 4 espécies em estudo para a época de reprodução no intervalo temporal 2010-2016 com os <i>hotspots</i> de mortalidade por eletrocussão no mesmo intervalo para as 4 espécies em estudo na mesma época.....	50

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela I - Delineamento das épocas fenológicas usadas para efeitos de modelação para cada espécie, no intervalo temporal 2010-2016.....	25
Tabela II - Fonte e resolução espaço-temporal das variáveis de modelação escolhidas.....	27
Tabela III - Valores de AUC (<i>test</i>) obtidos em cada modelo base feito para cada época fenológica e espécie (para comparação com os valores de AUC registados nos restantes modelos teste).....	33
Tabelas IV e V - Valores de AUC (mean/ <i>test</i>) obtidos nos modelos teste do primeiro conjunto de modelos teste.....	34
Tabela VI - Valores de AUC (<i>test</i>) obtidos nos modelos teste do segundo conjunto de modelos teste.....	34
Tabela VII - valores de AUC (mean) obtidos na última bateria de modelos teste.....	34
Tabela VIII - Pontuações do Índice de Sensibilidade à eletrocussão atribuídas para cada espécie.....	36
Tabela IX - Explicação da pontuação atribuída a cada espécie em cada parâmetro do Índice de Sensibilidade à eletrocussão.....	36

1. Introdução

De acordo com o tema em título, a dissertação que a seguir se apresenta, assenta na identificação de áreas de sensibilidade à eletrocussão para 4 espécies de Accipitriformes que ocorrem em Portugal Continental. O tema previamente sugerido (“Identificação de áreas de elevado potencial de eletrocussão para aves de rapina, em Portugal Continental”) teve de ser alterado para o que agora aqui se apresenta.

Deste modo, e como esta dissertação tem como objetivo principal, construir mapas que permitam definir áreas de elevada sensibilidade à eletrocussão para as 4 espécies alvo de Accipitriformes, espera-se que os resultados adquiridos neste trabalho possam (em parte) permitir às organizações ambientais estabelecer medidas de conservação de avifauna mais precisas (do ponto de vista geográfico) e mais concretas, atendendo às variações na distribuição e ecologia das várias espécies de avifauna que ocorrem no país. Consequentemente, estas medidas permitirão às mesmas organizações, aconselhar as companhias responsáveis pela distribuição de energia em Portugal, na construção de novas infraestruturas elétricas e no melhoramento das infraestruturas já existentes no país, permitindo assim uma coexistência equilibrada e consciente, da conservação da avifauna com a rede nacional de distribuição elétrica.

1.1 Impacto da ação humana na Biodiversidade

Atualmente, o ser humano enfrenta uma perda de biodiversidade sem precedentes, devido à sua ação invasiva para os ecossistemas (Dirzo et *al.* 2014).

Esta perda, cujo aumento tem vindo a ser analisado e registado desde o século XVI (Barnosky et *al.* 2011 citado por Dirzo et *al.* 2014), processa-se a um ritmo demasiadamente acelerado para ser equilibrado pela descoberta e/ou evolução de novas espécies (de fauna e flora), podendo resultar numa eventual “sexta extinção” (Wake e Vredenburg 2008 citado

por Estes et al. 2011) de maior calibre, relativamente às outras cinco extinções que ocorreram anteriormente e que se deveram a fenómenos naturais (Pievani 2014). Semelhantemente às anteriores, esta também resultará em consequências altamente nefastas, não só para o funcionamento dos próprios ecossistemas, mas também para o próprio ser humano (devido em parte, à perda dos serviços de ecossistema, como a purificação do ar ou a preservação da boa qualidade da água, que são gerados pela própria biodiversidade e que são essenciais para o bem-estar humano) (Dirzo et al. 2014; Wardle et al. 2011, Valiente-Banuet&Verdu 2013 e Cardinale et al. 2012 citados por Loss et al. 2015).

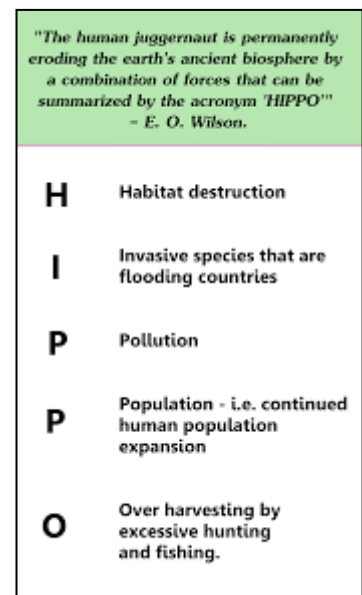


Figura 1 – Esquema HIPPO

A “sexta extinção”, definida assim pelos investigadores Richard Leakey e Roger Lewin em 1992 (Pievani 2014) e enquadrada pelo modelo causal “HIPPO” (Figura 1) criado por Edward Wilson em 2010 (Pievani 2014), tem como principal causa, o aumento da população mundial que tem vindo sobretudo a registar-se desde o século passado. Esse aumento, que se deve à melhoria das condições de vida e à evolução tecnológica, que começaram a ser visíveis nessa altura, provocaram nomeadamente:

- Uma maior percentagem de áreas urbanizadas, resultando na fragmentação e consequente perda do habitat natural;
- Poluição, resultante da prática de agricultura intensiva e da atividade industrial devido, respetivamente, ao uso de fertilizantes e pesticidas que contaminam cursos e corpos de água e aos resíduos que daí advêm e que não são devidamente tratados;
- Sobreexploração de recursos biológicos para garantir a sobrevivência de aproximadamente 7,6 biliões de pessoas.

Para além disso, a modernização da vida do ser humano e o crescimento das zonas urbanas também resultaram na necessidade da construção e instalação de infraestruturas que abastecessem as populações de todo um país ou região, com recursos que são

indispensáveis para a vida atual da população mundial, como o gás natural, a água, as telecomunicações ou a eletricidade, de que são exemplo os reservatórios de água, as turbinas eólicas ou a rede elétrica que é distribuída via aérea através de linhas sustentadas por apoios (Jaime Sousa, 2017). No entanto, a maioria destas infraestruturas, que têm vindo a alterar a paisagem de forma invasiva e frequente (López-López et al. 2011; Rubolini et al. 2015) e que estão localizadas fora dos núcleos urbanos (incluindo a rede elétrica que é objeto de estudo nesta dissertação), demonstraram ser nas últimas décadas, uma fonte de mortalidade antropogénica (A.R. Jenkins et al. 2010 citado por Loss et al. 2014; Loss et al. 2015), resultando no declínio de populações selvagens de alguns *taxon*, como é o caso das aves através de fenómenos de eletrocussão ou colisão resultantes da interação destes organismos com estas estruturas.

1.2 Eletrocussão *versus* colisão

De facto as aves, assim como outros *taxa* têm vindo a experienciar declínios populacionais abruptos por todo o planeta, como um resultado da conjugação de múltiplos factores antropogénicos (Sekercioglu et al. 2004 e IUCN 2014 citados por Loss et al. 2015) de que são exemplo a mortalidade por eletrocussão ou colisão, como consequência da interação com as infraestruturas elétricas (linhas e apoios elétricos), como já referido anteriormente.

Este problema ganhou especial atenção por parte dos conservacionistas, biólogos e outros investigadores nas últimas décadas do século passado, como demonstram os diversos e frequentes estudos realizados sobre a temática (Demerdzhiev et al. 2009; Demerdzhiev 2014), sobretudo devido ao facto de muitas espécies de aves com um estatuto de conservação importante serem alvo destes fenómenos de mortalidade (Fiedler e Wissner 1980, Crivelli et al. 1988 e Ferrer e Hiraldo 1991 citados por Janss 2000; González et al. 2007 e Real et al. 2001 citados por Tintó et al. 2010).

A colisão ocorre quando as aves embatem fisicamente contra as linhas elétricas (APLIC 2006 e Real et al. 2001 citados por Loss et al. 2014), devido ao facto das aves terem

difficuldade em diferenciar as linhas do resto da paisagem que visualizam em seu redor, quando voam (Polat et al. 2016).

Deste modo, a colisão é mais influenciada por factores biológicos ou que “modelam” a biologia das aves especialmente a visão, mas também o *aspect ratio* - o ratio entre o comprimento e a largura das asas (Kruyt et al. 2014) e o *wing loading* – o ratio entre a área das asas e a massa corporal das aves (Gaston 2004 citado por Thaxter et al. 2010) – afetando consequentemente espécies de aves com uma baixa capacidade de se desviarem a tempo de obstáculos (*low aspect ratio*), com corpos pesados e asas curtas (Rubolini et al. 2015) e uma visão pouco desenvolvida (APLIC 2012; Bevanger 2008).

O comportamento e a história de vida de algumas espécies, também as tornam mais suscetíveis de colidirem com linhas elétricas, afetando deste modo:

- Aves de hábitos maioritariamente noturnos ou que são mais ativas em períodos com pouca disponibilidade de luz (Bevanger 2008);
- Aves com um comportamento gregário (de bando) em voo (BirdLife International on behalf of the Bern Convention 2003);
- Aves que realizem voos de exibição (como parte da corte) ou tenham uma estratégia aérea de caça – o que indica que o sexo dos indivíduos pode ser um fator de influência na ocorrência de colisão (APLIC 2012);
- Aves migratórias, sobretudo as que realizam migrações durante a noite (Bevanger 2008; BirdLife International on behalf of the Bern Convention 2003);
- Indivíduos juvenis, por serem menos desenvolvidos e por terem menos experiência de voo (Relatório Protocolo Avifauna IV).

Deste modo, entende-se que a latitude (sazonalidade) (Bevanger e Brøseth 2004; Bevanger 2008) e o sexo dos indivíduos (APLIC 2012) possam ter alguma influência na ocorrência deste tipo de mortalidade (apesar de os estudos sobre a implicação do sexo dos indivíduos na colisão serem ainda algo escassos).

O mesmo acontece com a topografia e a vegetação, porque estes determinam a que altura as aves podem voar – isto traduz-se numa optimização da energia usada durante o voo pelas aves, que pode ser fatal (Prinsen et al. 2012). Outros factores como a

meteorologia ou os pormenores técnicos como o nevoeiro que reduz a visibilidade das aves, em voo (Bevanger 2008; Demerdzhiev 2014) ou um grande número de “grupos” (planos) de linhas elétricas situados a diferentes alturas (Bevanger 2008), aumentam também o risco de colisão, respetivamente.

A ocorrência deste tipo de mortalidade é reconhecida por sinais próprios, que podem ser percecionados através de uma análise “à primeira vista” ou mais detalhadamente através de uma necrópsia ao cadáver de uma ave (Figura 2), de que são alguns exemplos fraturas nos membros e coluna vertebral (o mais expectável) ou o arrancamento/torção de penas, entre outras (APLIC 2012; BirdLife International on behalf of the Bern



Figura 2 – Cadáver de *Turdus philomelos* resultante da colisão com uma linha elétrica

Convention 2003; Prinsen et al. 2012). Todas estas lesões podem conduzir a uma série de alterações fisiológicas que podem culminar na morte da ave. (Relatório Protocolo Avifauna I).

Contrariamente, a eletrocussão dá-se quando uma ave toca simultaneamente dois dispositivos condutores (que estão eletrificados) ou um dispositivo condutor e um dispositivo elétrico que faz ligação ao solo (Bevanger 2008; APLIC 2006 e Real et al. 2001 citados por Loss et al. 2014). O problema da eletrocussão é complexo devido não só ao facto de ter um grande impacto na economia (APLIC 2006 e Lehman et al. 2007 citados por Hernández-Matías et al. 2015), mas também pela conjugação dos diferentes factores pelos quais é influenciado - entre os quais a grande diversidade de instalações e equipamento elétrico, que, graças à sua incompatibilidade com a presença de avifauna, proporciona este tipo de mortalidade – e ainda devido ao facto de muitas espécies com um estatuto de conservação preocupante serem alvo deste tipo de mortalidade (Bevanger 2008).

A eletrocussão (semelhantemente à colisão) também é influenciada por factores biológicos como o tamanho corporal, a idade dos indivíduos ou a envergadura de asa das espécies em causa (Loss et al. 2014; Lehman et al. 2007 citado por Hernández-Matías et al.

2015; Bevanger 1998 e Janss 2000 citados por Rubolini et al. 2005) e torna-se significativa para grupos como os *Accipitriformes*, *Falconiformes*, *Ciconiiformes*, *Strigiformes* e *Passeriformes* (das famílias *Corvidae* e *Sturnidae*) (Bevanger 1994 e Bevanger 1998 citados por Lopez et al. 2011; APLIC 2006, Bayle 1999, Dwyer et al. 2014, Janss e Ferrer 2001, Lehman et al. 2007, Rubolini et al. 2005 e Tintó et al. 2010 citados por Hernández-Matías et al. 2015). O registo de espécies pertencentes a estes grupos como vítimas de mortalidade por electrocussão pode ser explicado pelo facto de os mesmos usarem os apoios para descanso, abrigo, como lugar de nidificação ou como instrumento da sua estratégia cinegética, como resultado da carência de estruturas naturais (árvores, escarpas) - seja naturalmente (devido à topografia) (APLIC 2006; Bevanger 2008; Prinsen et al. 2012) ou como resultado da atividade antropogénica, que ao instalar troços da rede de distribuição elétrica, elimina estas mesmas estruturas (Bevanger 2008).

As aves tornam-se também mais suscetíveis a eletrocussão aquando da defecação por parte das aves - devido à possibilidade da formação de um arco voltaico derivado do contacto das fezes semi-líquidas destas com os componentes eletrificados dos apoios (Demerdzhiev 2014) - ou a condições meteorológicas adversas, como a chuva (APLIC 2006; Demerdzhiev 2014).

Tal como na colisão, a eletrocussão é também reconhecível através de sinais próprios que são encontrados nos corpos das aves (Figura 3), que podem variar entre a ausência ou presença muito ligeira de lesões, entre as quais uma típica pequena queimadura e/ou necrose que corresponde ao ponto de entrada e/ou



Figura 3 – Cadáver de *Ciconia ciconia* resultante da eletrocussão do indivíduo num apoio elétrico (SPEA)

saída da corrente (normalmente presente em extremidades opostas do corpo da ave) até à amputação completa de membros ou queimaduras (APLIC 2006; BirdLife International on behalf of the Bern Convention 2003; Relatório Protocolo Avifauna I). Além destes sinais, as

eletrocussões causam uma série de alterações fisiológicas sistémicas que resultam (quase sempre) na morte imediata da ave afetada (Relatório Protocolo Avifauna IV).

1.3 Aves de rapina da Península Ibérica

A Península Ibérica (sobretudo do lado espanhol) possui uma das maiores densidades populacionais de aves de rapina do Paleártico oeste, particularmente de grandes rapinas, do género *Aquila* (Guill et al. 2011), albergando grande parte da população total de espécies como a Águia Imperial (*Aquila adalberti*), a Águia de Bonelli (*Hieraetus fasciata*) e o Quebra-ossos (*Gypaetus barbatus*) (BirdLife International 2004 e Deinet et al. 2013 citados por Guill et al. 2015). Para além disso, a Espanha possui também uma das comunidades de avifauna mais diversificadas da Europa (Guill et al. 2015).

Portugal apresenta uma diversidade de espécies de aves de rapina derivada da maioria das espécies deste grupo que ocorrem na Península Ibérica. 22 Espécies de *Accipitriformes* (ou rapinas diurnas, *distribuídos* pelas famílias *Accipitridae*, *Pandionidae* e *Falconidae*) e 6 espécies de *Strigiformes* - rapinas de hábitos maioritariamente noturnos, como corujas, mochos e bufos (Svensson, L.; Mullarney, K.; Zetterström D.; Guia de Aves. 2ª Edição. Assírio & Alvim, Porto Editora 2012) - estão registadas como nidificantes (*breeders*) regulares no país, entre outras que são invernantes ou que ocorrem como migradores de passagem em Portugal (Palma 2012).

Para esta dissertação, foram escolhidas as aves de rapina, especificamente as que ocorrem em Portugal Continental (como um dos objetos de estudo desta dissertação), não só por serem um grupo faunístico grandemente afetado por eletrocussão à escala europeia (BirdLife Internacional 2004 citado por Pérez-García et al. 2011; Real et al. 2001, López-López et al. 2011 e Guill et al 2015 citados por Hernández-Matías et al. 2015), com algumas espécies com um estatuto de conservação preocupante, devido a declínios populacionais derivados (em parte) deste problema (Guill et al. 2015), mas também por serem aves emblemáticas (representativas) da fauna Europeia (sobretudo da fauna Ibérica) e terem um papel importante, enquanto agentes bioindicadores de outros problemas antropogénicos que afetam o ambiente, como a poluição (Lodenius e Solonen 2013) e

“equilibristas” das dinâmicas populacionais das várias espécies que constituem uma comunidade de um ecossistema, exercendo um controlo do tipo *top-down* nas suas presas, devido à sua posição nas cadeias e redes tróficas (Estes et *al.* 2011). Para além disso, as populações de aves de rapina são alvo de uma monitorização constante.

1.4 Estado de Arte – o contexto do problema na Península Ibérica

Como referido anteriormente, o problema da interação negativa entre as infraestruturas elétricas e a avifauna, ganhou especial atenção por parte dos conservacionistas nas últimas décadas do século passado, sobretudo devido ao declínio populacional de várias espécies de aves gerado (em parte) como consequência desta interação, ao longo do tempo.

Assim sendo, e devido à preocupação crescente e generalizada em redor da problemática da coexistência Biodiversidade-Ser Humano neste século, as organizações ambientais a nível mundial (sobretudo nos países e regiões desenvolvidas) tiveram a necessidade de criar em conjunto, uma série de protocolos e programas com as companhias de distribuição da rede elétrica, a partir dos quais fosse possível a discussão e o combate sobre o impacto negativo das infraestruturas elétricas na avifauna, de que são exemplos o Protocolo Avifauna ou a parceria *The South African Experience* (APLIC 2006; Relatório Protocolo Avifauna I; Prinsen et *al.* 2012).

Adicionalmente e consequentemente, foram desenvolvidos uma série de estudos diversos acerca do tema (Bevanger and Brøseth 2004; Demerdzhiev 2014), assim como alguma legislação de proteção de avifauna (Polat et *al.* 2016; López-López et *al.* 2011) por parte dos governos de alguns países de regiões como a África do Sul, a Europa ou os Estados Unidos da América (onde a eletrocussão de aves gera um grande impacto na economia dos mesmos), de que são exemplos, o *Bald and Golden Eagle Protection Act* ou a Diretiva Aves, criadas respetivamente nos EUA (1940) e na União Europeia (1979) (APLIC 2012; Polat et *al.* 2016;). Foram também desenvolvidos, documentos em que são sugeridas práticas conscientes e medidas de mitigação (*guidelines*), aquando da construção e implementação

de novas infraestruturas (ou para infraestruturas já instaladas), para prevenir possíveis ocorrências de mortalidade (APLIC 2006; Prinsen et *al.* 2012).

A nível Ibérico, a Espanha lidera a investigação e o trabalho de monitorização relativamente ao impacto negativo das infraestruturas elétricas na avifauna (Ferrer and Janss 1999 e Lehman et *al.* 2007 citados por Pérez-García et *al.* 2011).

Tendo em conta que a interação da avifauna com as linhas elétricas é uma das principais ameaças para 24 espécies de aves em Espanha, de acordo com o Livro Vermelho das Aves desse país (Madroño et *al.* 2004 citado por Guill et *al.* 2015) e é o fator (não natural) de mortalidade mais importante para as aves de rapina que ocorrem em território Espanhol, como a Águia Imperial (González et *al.* 2007 citado por Guill et *al.* 2015), foram implementados vários projetos, a cargo do Ministério do Ambiente Espanhol em conjunto com várias comunidades autónomas (Andaluzia e outras), no período de 1995-2001 que visaram a conservação e a proteção dessa mesma espécie. Alguns desses projetos incluíram também medidas para evitar a eletrocução de outras espécies de avifauna (López-López et *al.* 2011).

Como consequência, foram desenvolvidas e aprovadas leis a nível nacional e regional (Pérez-García et *al.* 2017) que estabelecem “regras estritas para a proteção da avifauna contra linhas elétricas de alta tensão” (Decreto 178/2006 de 10 de Outubro, Junta de Andalucía) e um Decreto Real (263/2008 de 22 de Fevereiro) que “estabelece medidas de mitigação em linhas elétricas de alta tensão, em prol da proteção das aves” (López-López et *al.* 2011). Adicionalmente e no âmbito desta legislação, a Espanha tem vindo a gastar milhões de euros nas últimas décadas, para reduzir o impacto das linhas elétricas nas aves de rapina que lá ocorrem, sendo que a maioria das medidas aplicadas foram sobretudo dirigidas à recuperação da Águia Imperial, nesse país (López-López et *al.* 2011, LIFE Unit 2010 e MMA 2001 citados por Guill et *al.* 2011), como referido anteriormente.

Relativamente a Portugal Continental, a problemática da interação da rede elétrica de distribuição do país com a avifauna só começou a ser explorada um pouco mais tarde, registando-se um trabalho pioneiro por Matos no Estuário do Tejo em 1997 (Relatório Protocolo Avifauna I), assim como alguns trabalhos em áreas protegidas, nomeadamente

no Parques Naturais do Vale do Guadiana e do Douro Internacional, em 1999 (Relatório Protocolo Avifauna I).

No entanto, a situação sobre o impacto negativo das infraestruturas elétricas na avifauna estava mal estudada no país e, adicionalmente, até 2003, contabilizavam-se cerca de 8555 quilómetros de linhas elétricas implementadas em áreas classificadas (<http://www.spea.pt/pt/estudo-e-conservacao/projetos/linhas-eletricas-continente/os-projetos/>) e sem a necessidade de uma avaliação de impacto ambiental (AIA) das mesmas (João Neves, 2010). Deste modo, houve a necessidade de uma avaliação a nível nacional do impacto negativo das infraestruturas elétricas na avifauna que ocorria em Portugal Continental, sobretudo em zonas de importância ecológica, o que levou à assinatura, em 2003, do Protocolo Avifauna, entre a EDP Distribuição (Energias de Portugal), o ICN (Instituto da Conservação da Natureza, agora o Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas), a QUERCUS (Associação Nacional de Conservação da Natureza) e a SPEA (Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves) (Relatório Protocolo Avifauna I).

Deste modo, todos os trabalhos efetuados até hoje, desde o primeiro protocolo, foram desenvolvidos em linhas localizadas essencialmente nas Áreas Classificadas inseridas no Sistema Nacional de Áreas Classificadas (SNAC), instituída pelo Decreto-lei Nº 142/2008 de 24 de Julho, que, por sua vez, reúne a Rede Nacional de Áreas Protegidas (Decreto-Lei nº 19/1993 de 23 de Janeiro), a Rede Natura 2000 (Decreto-Lei nº 49/2005 de 24 de Fevereiro), bem como outras áreas com estatuto de proteção, ao abrigo de convenções internacionais (Sítios Ramsar e Reservas Biogenéticas) e as Áreas Importantes para as Aves (IBAs) de Portugal Continental (BirdLife International/SPEA citados por Relatórios Protocolos Avifauna III, IV e V), o que permitiu realizar a recolha de dados próprios nestas áreas.

Consequentemente a assinatura desta parceria levou a avanços na avaliação e discussão da relação da rede de distribuição elétrica nacional com as populações de aves selvagens, já em 2004. Desse modo, e nesse mesmo ano (e daí em diante), começaram a realizar-se correções urgentes em troços importantes de linhas de média (e também de

alta) tensão (sempre) com o objetivo final da compatibilização da rede elétrica com a conservação das aves em Portugal Continental (Relatório Protocolo Avifauna I).

Outros objetivos deste protocolo incluíram também a avaliação da eficácia da aplicação das medidas de minimização dos impactos da eletrocussão e colisão (Relatórios Protocolos Avifauna II e III), a avaliação da redução do impacto negativo das infraestruturas nas espécies-alvo com estatuto de proteção reconhecido em Portugal Continental e na Europa e a produção e validação de cartas de risco de eletrocução e colisão para algumas espécies de aves ameaçadas, cuja eletrocussão ou colisão é o principal fator de mortalidade não natural (ex.: Águia de Bonelli, Águia Imperial, Abetarda [*Otis tarda*]) (Relatórios Protocolos Avifauna IV, V e VI).

Em Portugal Continental também se procede à correção de linhas elétricas no âmbito de outro projeto – o *Life Rupis* (“Life Rupis – Conservação do Britango e da Águia-Perdigueira no vale do Rio Douro”; LIFE 14 NAT/PT/000855), que é um projecto de conservação transfronteiriço, com a duração de 4 anos (2015-2019) e cofinanciado através do Programa LIFE da Comissão Europeia. Este projeto pretende implementar ações entre as quais, a correção de linhas elétricas consideradas perigosas, visando assim reforçar as populações de Britango (*Neophron percnopterus*) e de Águia Perdigueira (ou de Bonelli) nas áreas protegidas do Douro Internacional e Vale do Rio Águeda e dos Arribes del Duero. As correções em causa são realizadas pela EDP Distribuição em Portugal, e pela Iberdrola em Espanha (rupis.pt/pt/).

A nível internacional, foram assinadas várias Convenções que visam a proteção da avifauna e dos seus habitats, de que são exemplo a Convenção de Ramsar (1971) ou a Convenção de Bona (1983) (Polat et al. 2016).

Ainda, no que respeita ao estado de arte sobre a relação negativa entre as infraestruturas elétricas e a avifauna na Península Ibérica, os estudos realizados sobre essa problemática têm-se debruçado sobre o impacto negativo dessas infraestruturas, sobretudo nas populações de grandes rapinas, de que são exemplos a Águia Imperial (como referido anteriormente) e a Águia de Bonelli (Hernández-Matías et al. 2015; Pérez-García et al. 2011).

As populações ibéricas de Águia Imperial - espécie que tem sido considerada uma das rapinas mais ameaçadas do mundo (Amezian et al. 2015) - têm vindo a registar (recentemente) um aumento no seu crescimento (López-López et al. 2011), em Espanha, incluindo na Andaluzia (CMAyOT de la Junta de Andalucía 2015b e González et al. 2008 citado por Amezian et al. 2015) e também em Portugal, onde a espécie volta a reproduzir-se passados mais de 30 anos de ausência (Palma 2012), sobretudo a sul e no centro do país, nas zonas de fronteira com a vizinha Espanha (Palma 2012 citado por Amezian et al. 2015).

No entanto e apesar da mudança visível na sua tendência de crescimento populacional, a Águia Imperial é ainda considerada uma espécie vulnerável pela Lista Vermelha da IUCN (*International Union for Conservation of Nature* - www.iucnredlist.org) e uma espécie em perigo na Espanha e na Andaluzia (CMAyOT de la Junta de Andalucía 2015a e González & Oria 2004 citados por Amezian et al. 2015), tendo como ameaça principal a mortalidade causada por eletrocussão, envenenamento, fragmentação do habitat natural e pelo declínio da sua principal presa, o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*), devido à doença viral hemorrágica (González et al. 2007 e BirdLife International 2010 citados por López-López et al. 2011).

Contrariamente, a Águia de Bonelli tem apresentado uma tendência negativa do crescimento das suas populações, sobretudo das subpopulações europeias, onde se evidencia um rápido declínio do efetivo populacional nas últimas décadas (Real 2004 citado por Chevallier et al. 2015). Por sua vez, este declínio é consequência de altos níveis de mortalidade de indivíduos (Hernández-Matías et al. 2013 citado por Chevallier et al. 2015), devido a vários factores, entre os quais, a eletrocussão em linhas elétricas (Real et al. 2001 citado por Hernández-Matías et al. 2015). Como tal, a Águia de Bonelli é hoje considerada uma espécie em perigo à escala Europeia (Carrete et al. 2002 citado por Chevallier et al. 2015; BirdLife International 2004 citado por Hernández-Matías et al. 2015)

No entanto, a Lista Vermelha da IUCN, classifica a Águia de Bonelli como uma espécie com um estatuto de conservação pouco preocupante (*least concern*), porque considera que o declínio populacional que de facto se evidencia não será suficiente para

alterar o atual estado geral de conservação desta espécie para vulnerável (www.iucnredlist.org).

Em Portugal, tem-se vindo a registar uma expansão das suas subpopulações nomeadamente as que se encontram a sul do país (Palma 2012). Nesta região, que constitui mais de dois terços do total nacional da espécie, os indivíduos nidificam quase exclusivamente em árvores em vez dos típicos rochedos em desfiladeiros, como nas restantes populações europeias (<http://www.spea.pt/pt/participar/grupos-de-trabalho/aguia-de-bonelli/>).

1.5 Medidas de mitigação

Como referido anteriormente, a eletrocussão e a colisão são dois fenómenos de mortalidade complexos e, apesar de serem influenciados pelo mesmo tipo de fatores (biológicos, topográficos, meteorológicos e técnicos), sabe-se que há um conjunto de fatores com mais influência em cada fenómeno (os biológicos no caso da colisão e os técnicos no caso da eletrocussão), que irão determinar as respetivas medidas de mitigação.

Deste modo, e como a visão determina em primeira instância o risco de colisão, as medidas de mitigação para este fenómeno consistem sobretudo na sinalização das linhas de modo a que as linhas ganhem contraste e as aves possam, consequentemente, fazer uma melhor avaliação da distância entre elas e as linhas elétricas, por diferentes métodos como pintar as linhas/cobrir as linhas com capas plásticas coloridas ou a aplicação de dispositivos sinalizadores (esferas, espirais, entre muitos outros – Figura 4) (Bevanger

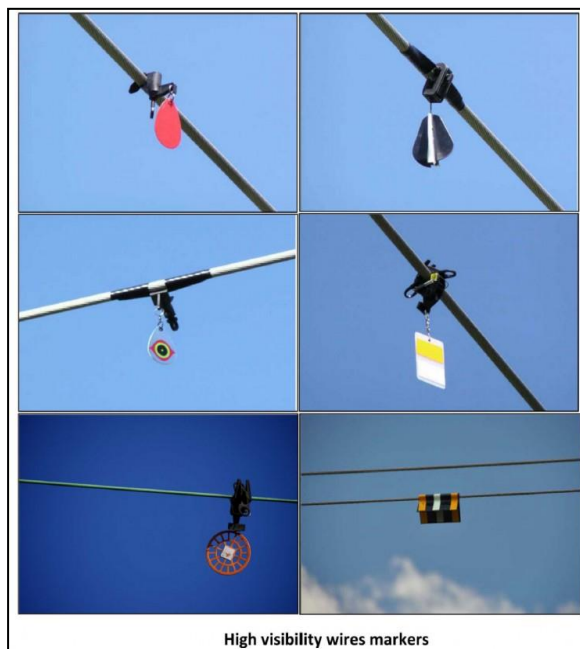


Figura 4 – Exemplos de dispositivos sinalizadores de linhas elétricas

2008; BirdLife International on behalf of the Bern Convention 2003; Polat et al. 2016; Prinsen et al. 2012). Outras medidas para este problema, incluem:

- A mudança da rota de linhas que intersectam (e possam intersectar) zonas de alimentação ou corredores ecológicos usados pelas aves (para migração a exemplo ilustrativo) (Polat et al. 2016);
- A colocação das linhas atrás de estruturas como árvores, edifícios que possam “esconder” as linhas e que obriguem as aves a mudar a sua altura de voo (Bevanger 2008) ou à beira de infraestruturas como estradas e/ou caminhos-de-ferro (BirdLife International on behalf of the Bern Convention 2003)
- A organização de todas as linhas de um dado troço, num único plano de modo que as aves não sejam constantemente obrigadas a mudar de direção quando voam (BirdLife International on behalf of the Bern Convention 2003; Polat et al. 2016; Prinsen et al. 2012).

A colocação subterrânea das linhas é outra medida que pode ser aplicada, apesar de estar limitada pelas desvantagens dos custos, da manutenção associados e do possível impacto noutros componentes ambientais (Prinsen et al. 2012), pelo que esta deveria ser só usada em casos excecionais, como *hotspots* de mortalidade por colisão reconhecidos e estudados/monitorizados (Bevanger 2008; BirdLife International on behalf of the Bern Convention 2003; Polat et al. 2016).

No entanto, esta abordagem, que colocou toda a rede de distribuição de energia da Holanda e que está a ser aplicado em países como a Noruega ou Alemanha, não só protege a avifauna como também tem uma melhor tolerância aos fenómenos meteorológicos e não provoca incêndios florestais (Prinsen et al. 2012). Adicionalmente, é uma medida que também pode ser aplicada à problemática da eletrocussão.

No caso da eletrocussão, as medidas de mitigação consistem em tornar os apoios e os seus dispositivos elétricos (condutores, *cross-arms* – Figura 5) associados, o mais seguros possíveis para a avifauna (Polat et al. 2016; Tintó et al. 2010), seja através de um *design* seguro que previna as aves de conseguirem alcançar dois condutores ou um condutor e um dispositivo elétrico com ligação ao solo, assegurando uma distância segura entre estes componentes (Bevanger 2008; Loss et al. 2015; Prinsen et al. 2012) ou recorrendo ao

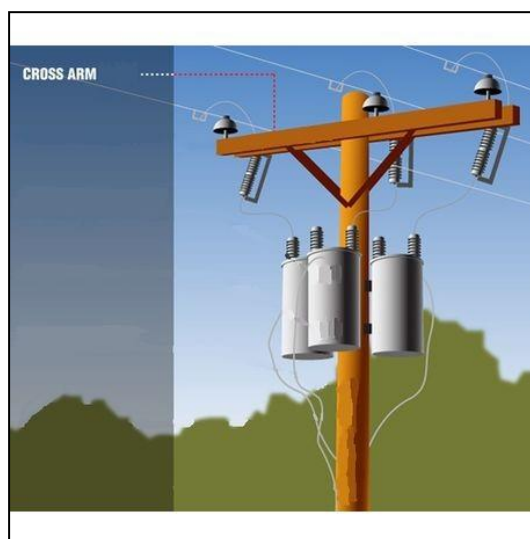


Figura 5 – Esquema de um apoio elétrico de madeira com identificação do *crossarm*

isolamento dos elementos eletrificados mais expostos (condutores ou linhas condutoras) por materiais não condutores (ex.: plástico – Figura 6) (BirdLife International on behalf of the Bern Convention 2003; Chevallier et al. 2015; Guill et al. 2011; Loss et al. 2015; Prinsen et al. 2012; Harness 2000 e Moléon et al. 2007 citados por Tintó et al. 2010).

Tendo em conta que a eletrocussão ocorre devido (em parte) ao uso que as aves fazem dos apoios, a construção de poleiros elevados ou a colocação de dispositivos anti-*perching* (Bevanger 2008; BirdLife International on behalf of the Bern Convention 2003; Polat et al. 2016), poderia ser uma medida anti-electrocussão apropriada (Figura 7) – no entanto, estas mesmas medidas não eliminariam totalmente o risco de eletrocussão associado a estruturas que ainda não foram alvo de correção (Harness 2000 citado por Tintó et al. 2010). Note-se que o mesmo procedimento poderia ser aplicado para a nidificação mas o problema da eletrocussão associado também não seria completamente eliminado. Outra medida que pode ser aplicada é o uso de materiais de baixa condutibilidade elétrica na construção de novas estruturas (Loss et al. 2015).

Com esta identificação de medidas de mitigação possíveis, é necessário salientar o seguinte:

- Para ambos os fenómenos, as medidas aqui elencadas podem e devem ser aplicadas na implementação de estruturas novas ou em estruturas já instaladas – *retrofitting* (BirdLife International on behalf of the Bern Convention 2003; Prinsen et al. 2012) – o que implica um conhecimento e priorização de



Figura 6 – Exemplo de isolamento das linhas elétricas

- áreas ecologicamente sensíveis para as aves e das estruturas mais perigosas nessas áreas, respetivamente (Amezian et al. 2015; Hernández-Matías et al. 2015). Consequentemente, o mapeamento dessas áreas é fundamental (APLIC 2006 citado por Loss et al. 2015), devendo ser evitadas no desenvolvimento da rota dos novos troços (Bevanger 2008; BirdLife International on behalf of the Bern Convention 2003);
- As medidas de *retrofitting* são financeiramente mais caras e implicam uma situação de *outage* (corte temporário da distribuição elétrica propositado) com consequências para os consumidores (Prinsen et al. 2012) e como tal é uma abordagem que requer um bom planeamento;
- No caso da eletrocussão, é preferível optar por um *design* seguro em vez do isolamento, porque este (último) não é permanente e seria alvo de degradação ambiental (González et al. 2007 e Martín et al. 2015 citados por Amezian et al. 2015) e consequentemente de uma monitorização periódica assim como de reparo em situações de *outage* (Amezian et al. 2015; Tintó et al. 2010) – deste modo todos os dispositivos de correção, incluindo de colisão devem durar o mais possível - serem “permanentes” (BirdLife International on behalf of the Bern Convention 2003; Prinsen et al. 2012);

- Apesar de a eficiência de todas estas medidas ser comprovada por vários estudos e ser muito difícil de comprovar empiricamente (Bevanger 2008), a quantidade de estudos que analisam robustamente o impacto real destas medidas na dinâmica e viabilidade das populações de avifauna é ainda muito reduzido (Lehman, Kennedy e Savidge 2007

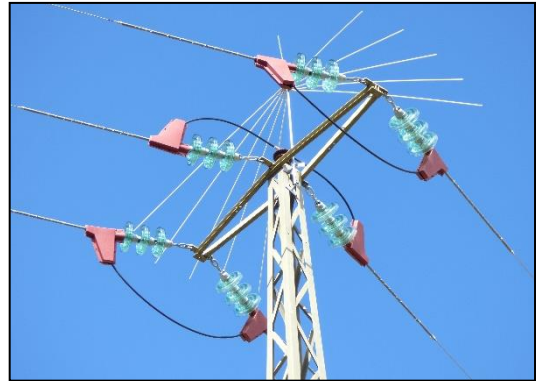


Figura 7 – Exemplo de uma medida anti-*perching* (varas a cinzento no topo do apoio elétrico)

citados por Chevallier et al. 2015; Rioux et al. 2013 e Loss et al. 2014a). Devido à dificuldade em registar empiricamente a sua eficiência, esta é medida através da monitorização do troço selecionado para correção (Prinsen et al. 2012).

Para esta dissertação, foi decidido abordar a problemática da eletrocussão, tendo em conta a maior quantidade de registos de mortalidade por eletrocussão (relativamente aos de colisão), que fazem parte da base de dados da SPEA (Sociedade Portuguesa para o estudo das Aves - instituição orientadora deste trabalho).

1.6 A Modelação ecológica e a priorização espacial de conservação como ferramentas de estudo e de ajuda à mitigação da eletrocussão

Desde a última década, a modelação ecológica é uma ferramenta que tem vindo a ser usada frequentemente por biólogos e conservacionistas para providenciar modelos de adequabilidade de habitat de várias espécies (sobretudo de aves e mamíferos) (López-López et al. 2007, Austin 2002, Williams and Araújo 2002, Robertson et al. 2003 e Rushton et al. 2004 citados por Muñoz et al. 2005). Com estes modelos é possível criar mapas que representam uma via alternativa aos atlas de distribuição de espécies existentes (a grande maioria, provavelmente, desatualizada) (Bustamante and Seoane 2004), podendo também ser aplicados (por exemplo) no *design* de áreas protegidas (Li et al. 1999 e Larson et al. 2004 citados por López-López et al. 2007; Nur et al. 2011, Arcos et al. 2012 e O'Brien et al. 2012 citados por Pérez-García et al. 2017) ou na identificação de locais apropriados para

se realizarem reintroduções (Yanez and Floater 2000 citado por López-López et al. 2007; Fielding and Haworth 1995 citado por Muñoz et al. 2005).

Estes mapas são criados com base em modelos preditivos de ocorrência que têm como base o conhecimento existente de que as espécies são seletivas em relação ao habitat e que assumem que é possível encontrar correlações entre variáveis ambientais e a distribuição de uma dada espécie (Pérez-García et al. 2017). Estas variáveis podem ser medidas para qualquer localização geográfica onde um ponto correspondente à ocorrência de uma espécie foi registada recorrendo a ferramentas presentes num sistema de informação geográfica (SIG) – um sistema informático criado para armazenar, analisar, processar e apresentar dados geográficos/espaciais (georreferenciados). Estas variáveis podem também ser testadas estatisticamente como potenciais modeladores da ocorrência de uma espécie. Com os modelos estatísticos resultantes podem ser gerados mapas preditivos recorrendo novamente ao uso de um SIG (Bustamante and Seoane 2004).

Mais recentemente, a elaboração de modelos preditivos tem sido aplicada na avaliação do impacto da ação humana na conservação da biodiversidade, através da definição de áreas de elevado risco de mortalidade para várias espécies que podem resultar da interação das mesmas com estruturas humanas como os apoios das linhas elétricas ou estradas (entre outras), de uma determinada área de estudo (Malo et al. 2004, Langen et al. 2009, Carrete et al. 2012 e Santos et al. 2013 citados por Pérez-García et al. 2017; Brotons et al. 2004 e Linkie et al. 2006 citados por Rodríguez et al. 2007). No caso da eletrocussão, o seu impacto na fauna de uma determinada área de estudo pode ser avaliado através da conjugação de modelos de risco de eletrocussão com dados da presença de uma ou mais espécies sensíveis a esse mesmo impacto. Deste modo, os mapas resultantes podem ajudar a minimizar o impacto da eletrocussão numa espécie através da identificação de áreas onde haja um potencial risco elevado de mortalidade por eletrocussão para essa mesma espécie. Ao realizar esta identificação, poderão ser aplicadas medidas de mitigação mais eficientes e concretas.

A avaliação da influência das espécies invasoras ou das alterações climáticas na distribuição e comportamento das espécies é outro exemplo dos muitos trabalhos que têm

vindo a ser desenvolvidos nesta área (López-López et al. 2007; Muñoz et al. 2005; Rodríguez et al. 2007). Isto deve-se sobretudo à grande variedade de sistemas de informação geográfica disponíveis e ao desenvolvimento de métodos estatísticos e técnicas de modelação cada vez mais eficientes. A grande quantidade de dados ambientais e de cartografia digital disponíveis em várias bases de dados passível de poder ser descarregada e analisada é outro fator responsável pela transformação da modelação numa eficiente ferramenta para biólogos de conservação de todo o planeta (Lehman, Overton and Austin 2002, Cabeza et al. 2004, Engler, Guisan and Rechsteiner 2004, Beissinger et al. 2006 e Piorecky and Prescott 2006 citados por López-López et al. 2007; Seoane et al. 2003).

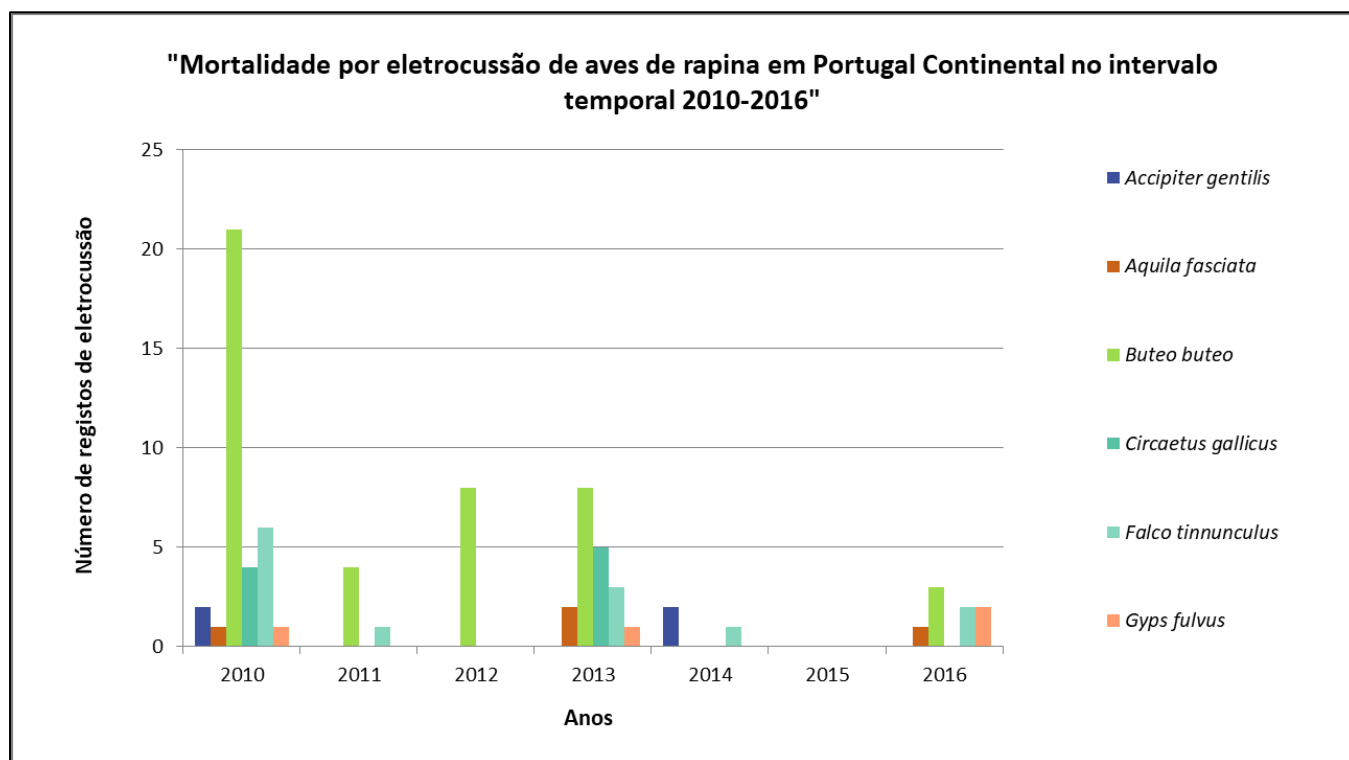
Outra ferramenta muito usada atualmente e que pode ser usada no estudo e mitigação do problema da eletrocussão é a priorização espacial. Esta análise tem a vantagem de poder ser usada em conjugação com a modelação ecológica realizada através do uso de Sistemas de Informação Geográfica e usa ferramentas computacionais que resultam na priorização do espaço em análise do ponto de vista da conservação da biodiversidade (Lehtomäki and Moilanen, 2013; Moilanen et al. 2014). No entanto, se se introduzir um peso diferente relativo à sensibilidade à eletrocussão para cada espécie no processo de priorização, isto pode resultar na delimitação de áreas de sensibilidade à eletrocussão para as espécies em estudo que devem ser alvo de conservação, o que corresponde ao propósito deste trabalho.

2. Metodologia

No trabalho proposto pretende-se definir áreas de elevada sensibilidade à eletrocussão para 4 espécies alvo de Accipitriformes – Águia de asa redonda (*Buteo buteo*), Águia cobreira (*Circaetus gallicus*), Peneireiro comum (*Falco tinnunculus*) e Grifo (*Gyps fulvus*).

As 4 espécies aqui elencadas foram as escolhidas sobretudo com base na base de dados da SPEA que contem os registos de eletrocussão recolhidos desde o ano de 2003. O tamanho corporal e/ou envergadura de asa das espécies também foram fatores importantes na tomada dessa decisão. Para este trabalho em questão foi usada a série temporal de dados de mortalidade por eletrocussão desde 2010 a 2016 (Figura 8).

Figura 8 - Totais de registos de mortalidade por eletrocussão de aves de rapina, recolhidos em Portugal Continental no intervalo temporal 2010-2016



Nota: Desde 2010, as espécies *Buteo buteo*, *Circaetus gallicus* e *Falco tinnunculus* compilam (respetivamente) um total de ocorrências de mortalidade por eletrocussão de 44, 9 e 13 registos. Estas espécies são também aquelas que têm um maior número de registos de eletrocussão compilados desde 2003. Note-se no entanto que *Gyps fulvus* foi a 4ª espécie alvo escolhida, devido à sua envergadura de asa e/ou tamanho corporal relativamente às espécies *Accipiter gentilis* ou *Aquila fasciata*, com as quais compartilha o mesmo número de registos de eletrocussão compilados desde 2010 (4 registos).

Os registos de mortalidade por eletrocussão das espécies alvo foram obtidos através de uma avaliação de mortalidade que tem como base a prospeção de aves mortas que possam estar presentes no solo por um ou mais observadores (Scott et *al.* 1972 e Rensen et *al.* 1975 citados por Relatório Protocolo Avifauna I) – isto deve-se ao simples facto de a eletrocussão ser um fenómeno muito difícil de ser registado empiricamente. Esta é feita a pé, ao longo do traçado das linhas de alta e média tensão consideradas para o propósito, por um ou mais observadores.

Assim, a área em redor cada apoio individual foi prospectada com um raio aproximadamente de 10 metros, no caso da eletrocussão. Nos casos em que a morte por colisão também era prospectada, o percurso por debaixo das linhas (entre apoios) era realizado a cerca de 10m do eixo central da linha, quando o relevo e a vegetação o permitiam (João Neves, 2010).

Note-se, no entanto, que esta prospeção (de cadáveres de aves) poderia ser realizada através do uso de cães treinados para o efeito, tendo em conta uma maior precisão e eficiência demonstradas por parte destes na prospeção de cadáveres, que estão evidenciadas em vários estudos (Arnett 2006 citado por Dahlgren 2012; Reyes et *al.* 2016, Mathews et *al.* 2013 e Paula et *al.* 2011 citados por Paula et *al.* 2018). Isto deve-se sobretudo às grandes capacidades olfativas dos cães (Dahlgren 2012) de onde resulta uma elevada precisão na prospeção de cadáveres que, e ao contrário do ser humano, não é afetada por factores, como o estado de decomposição da carcaça ou a densidade de vegetação com que se deparam durante a busca (Paula et *al.* 2011 citado por Paula et *al.* 2018). Adicionalmente, os cães conseguem cobrir mais terreno e a uma velocidade superior, relativamente ao ser humano observador (Homan et *al.* 2001 e Mecozzi and Guthery 2008 citado por Dahlgren 2012), sendo assim mais eficientes.

Por outro lado, também existem limitações no uso de cães para a prospeção de cadáveres, como os custos associados à sua manutenção assim como ao seu próprio treino, que se torna mais complexo relativamente ao do ser humano, neste âmbito (Paula et *al.* 2018). É necessário notar, no entanto, que a eficiência dos cães também está limitada por factores como as condições meteorológicas (que influenciam as condições olfativas)

(Dahlgren 2012) ou mesmo a fadiga, o que poderá afetar a sua precisão no processo (Gutzwiller 1990 citado por Dahlgren 2012; Paula et al. 2011 citado por Paula et al. 2018).

Este tipo de prospeção é realizado em Portugal, por empresas privadas de que é exemplo a BIO3/BioInsight (BIO3 - ESTUDOS E PROJECTOS EM BIOLOGIA E VALORIZAÇÃO DE RECURSOS NATURAIS, LDA.), cuja equipa está certificada pela unidade especial da PSP (unidade k9 da UEP-PSP) para treinar cães no âmbito de estudos de ecologia, nomeadamente na prospeção de cadáveres de aves e morcegos e que afirma ter alcançado uma maior precisão na estimativa de fatalidades em vários projetos realizados com uma equipa de prospeção constituída por um cão e um observador humano (<http://www.bioinsight.pt/single-post/2015/02/25/Using-dogs-to-search-for-bats-and-birds>).

No entanto, por uma questão de consistência na metodologia usada e talvez devido a uma falta de recursos financeiros por parte da SPEA, foi usada a metodologia de prospeção pelo ser humano.

Os registos obtidos em cada sessão de prospeção foram reunidos numa ficha de campo (Anexo I), o que inclui as várias informações relativas aos troços prospetados, as características gerais das linhas e as aves mortas encontradas (incluindo a descrição do local e do habitat onde uma determinada ave foi encontrada). As coordenadas UTM (com referencial WGS84) foram também registadas. Estas sessões foram realizadas em 4 períodos diferentes do ciclo anual de vida das aves - Invernada (Dezembro-Janeiro), Reprodução (Março-Abril), Dispersão de Juvenis (Maio-Julho) e Migração (Setembro-Outubro), o que se traduz numa periodicidade de prospeção aproximada de 3 meses (que não é exata, apesar da obrigação de se realizarem prospeções nessas 4 épocas).

Todos os restos (vestígios e cadáveres) de aves encontrados durante as sessões foram registados, identificados (sempre que possível) e recolhidos, para evitar a futura repetição de contagem e/ou a eliminação das carcaças por eventuais predadores. A data da morte de cada cadáver de ave encontrado foi determinada em 6 categorias - 24 horas, entre 2 a 3 dias, mais do que uma semana, mais do que um mês, mais do que 3 meses e mais do que um ano – com base no seu estado de decomposição. Já a causa de morte

(definida como electrocussão ou colisão) foi atribuída a cada ave através do reconhecimento de lesões de tecidos encontradas identificadas nos respetivos cadáveres ou através de indícios indiretos. Nos casos em que havia dificuldade na atribuição da causa de morte de um cadáver encontrado, apenas a necrópsia e a avaliação *post mortem* dos mesmos puderam dar respostas definitivas (Relatórios Protocolos Avifauna I e IV). Estes exames foram efetuados no Centro de Estudos e Recuperação de Animais Selvagens (CERAS) em Castelo Branco, para avaliar todas as lesões das aves recolhidas e fazer o despiste de outras possíveis causas de mortalidade (Prinsen et al. 2012). A metodologia usada para atribuir a causa de morte teve em conta os fatores que aumentam a suscetibilidade à colisão e electrocussão e as lesões (tipicamente) indicadoras da ocorrência de cada um dos fenómenos (BirdLife International on behalf of the Bern Convention 2003; APLIC 2006 e Haas et al. 2005 citados por Prinsen et al. 2012).

Quando necessário, procedia-se também ao tratamento de alguns vestígios encontrados (sobretudo de ossadas) para facilitar a identificação da ave à qual estes pertenciam e que está assente numa metodologia composta por duas fases laboratoriais: a primeira em que se procede à cozedura dos restos mortais das aves e a segunda que consiste num tratamento em imersão a frio, durante cinco dias, com uma enzima (neutrase) ou com um detergente enzimático, de modo a separar a matéria orgânica das ossadas. Este tratamento ainda pode ser complementado com banhos de acetona e água oxigenada (solução aquosa de peróxido de hidrogénio a 40%) para desgordurar e branquear as ossadas, respetivamente (Relatório Protocolo Avifauna IV).

A identificação dos vestígios (incluindo de possíveis penas encontradas) foi feita até ao nível taxonómico da espécie sempre que possível, sendo estes posteriormente arquivados e catalogados. A identificação dos vestígios apoiou-se essencialmente na consulta de guias ("Brown, R.; Ferguson J.; Lawrence, M.; Lees, D.; *Tracks and Signs of the Birds of Britain and Europe*". 2nd Edition. Helm - Identification Guides 2003), na coleção de referência da Osteoteca do Laboratório de Arqueozoologia do IGESPAR (Instituto de Gestão do Património Arquitetónico e Arqueológico, em Lisboa) e através da Internet (<http://featherguide.org/>).

Por fim, os dados de mortalidade obtidos desde o ano de 2003 (ano da assinatura do protocolo Avifauna) foram compilados numa base de dados, que é propriedade da SPEA e que permitiram sustentar em parte a escolha das espécies alvo para este estudo. Os mesmos foram obtidos no âmbito do Protocolo Avifauna e do Projecto Life Rupis.

Em relação ainda a esta parte da secção da metodologia, é necessário salientar que este trabalho tem como área de estudo, Portugal Continental e que a análise efetuada dos dados obtidos foi adaptada a partir de parte do artigo Pérez-García et al. 2017, o qual também seria usado na adaptação da metodologia usada no tema previamente sugerido.

2.1 Mapeamento da sensibilidade à eletrocussão das espécies alvo

Como já foi referido, o tema desta dissertação assenta na definição de áreas de elevada sensibilidade para 4 espécies de Accipitriformes, que resultam da combinação de modelos de adequabilidade de habitat para cada uma das espécies alvo de estudo, ponderando o peso específico através de um índice de sensibilidade à electrocussão. Este, por sua vez, e sob a forma de uma simples fórmula matemática, foi desenvolvido por forma a integrar a valoração de diversos fatores, relacionados com o comportamento, estatutos de conservação e ecologia espacial das espécies alvo de estudo. Isto implicou uma primeira fase que consistiu na organização e processamento dos dados relativos à ocorrência das espécies e às variáveis ecológicas modeladoras no *ArcGIS* (*ArcMap*, versão 10.5.1) – passo indispensável na elaboração dos modelos de adequabilidade de habitat (que são a base para a identificação de áreas de sensibilidade à eletrocussão).

2.2 Dados de ocorrência – recolha, organização e processamento

Os dados usados para modelar a ocorrência das espécies-alvo neste ponto do trabalho, foram obtidos através da plataforma Portugal Aves eBird. Esta é uma plataforma colaborativa de livre acesso a observadores de aves, que registam nesta base de dados, as suas observações e onde estão disponíveis dados sobre a distribuição, abundância e o uso de habitat das aves que podem ser usados para fins conservacionistas, científicos e educacionais (<https://ebird.org/portugal/about>).

Para este trabalho, usaram-se os registos de ocorrência desta base de dados (no formato txt – *text format*) relativa às aves de rapina (Accipitriformes e Strigiformes) que ocorrem em Portugal Continental, no intervalo 2010-2016. Isto deve-se ao facto de o eBird apresentar uma grande quantidade de dados disponíveis, cuja totalidade não seria possível de ser analisada dentro do tempo disponível para a elaboração desta dissertação.

Estes dados foram isolados anualmente e depois convertidos para o formato csv (*comma separated values*). Posteriormente, foram convertidos novamente para o formato de *shapefile*, permitindo assim o seu processamento no ArcMap sob a forma de *layers*.

Em cada *layer* anual, foram isolados os dados relativos a cada uma das 4 espécies escolhidas para estudo, recorrendo à tabela de atributos (separadores criados para conterem diferentes tipos de dados sobre a ocorrência das espécies). A partir dessa tabela e da função *select by attributes*, os dados de ocorrência para cada espécie foram selecionados, tendo-se posteriormente procedido à criação de *layers* com esses mesmos dados (4 *layers*, uma para cada espécie para cada ano, de 2010 a 2016).

Tendo em conta que foram elaborados modelos por espécie e por época fenológica, para se poder verificar variabilidade interespecífica e entre épocas fenológicas (reprodução e dispersão) na sensibilidade à eletrocussão, isolaram-se em cada *layer* para cada espécie em cada ano, os dados de ocorrência nos meses correspondentes às épocas definidas. Os limites temporais das épocas fenológicas escolhidas (Tabela I) foram estabelecidos para cada espécie com base em bibliografia analisada (*“Aves de Portugal – Ornitologia do Território Continental”*, *“Handbook of the Birds of the World – Volume 2: New World Vultures to Guinea-fowl”* e *“The Birds of the Western Palearctic” – Volume 2*). As épocas designadas acima foram escolhidas devido ao facto de serem períodos de grande atividade por parte das aves.

Tabela I – Delineamento das épocas fenológicas usadas para efeitos de modelação para cada espécie, no intervalo temporal 2010-2016

Espécies	Reprodução	Dispersão
<i>Buteo buteo</i>	Março a Maio	Junho a Agosto
<i>Circus gallicus</i>	Abril a Junho	Julho a Agosto
<i>Falco tinnunculus</i>	Março a Maio	Junho a Agosto
<i>Gyps fulvus</i>	Fevereiro a Junho	Julho a Setembro

Posteriormente, realizou-se uma conjugação (*merge*) de todas as *layers* anuais para cada espécie e época (prefazendo um total de 8 *shapefiles/layers*) e por fim procedeu-se à conversão dos *shapefiles* em ficheiros com formato *csv* (*comma separated values*) através da função *Shapefile to csv* (presente na *SDM Toolbox*). Antes da conversão, procedeu-se à eliminação de todas as colunas presentes na tabela de atributos de cada *layer*, à exceção das colunas com os dados sobre as espécies e as coordenadas geográficas (latitude e longitude) das ocorrências registadas. Após a conversão, cada um dos ficheiros em formato *csv* foi aberto em *Excel*, onde se substituiu o cabeçalho da coluna Espécie por Species. Por fim e por sua vez, estes foram abertos no *Notepad* (bloco de notas) onde se substituiu os pontos e vírgulas (que separam o nome da espécie, a latitude e a longitude registadas) por vírgulas e se verificou que os dígitos dos valores da latitude e longitude estavam separados com um ponto (em vez de uma vírgula) – só deste modo é que os ficheiros em formato *csv* podem ser depois usados no programa de modelação.

2.3 Variáveis ecogeográficas – recolha, organização e processamento

Tal como os dados de ocorrência das espécies em estudo neste trabalho, também as variáveis ecológicas que modelam os anteriores foram organizadas e processadas com recurso ao ArcMap. Deste modo, foram escolhidas 14 variáveis relevantes – contendo dados de altitude, declive, 11 categorias de uso do solo e de NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*; sob a forma de 8 *rasters* para o intervalo temporal 2010-2016), sob a forma de um total de 21 *rasters* - para modelar os dados de ocorrência das espécies em estudo, com base em análise de bibliografia acerca de trabalhos de modelação da distribuição de espécies de Accipitriformes (Bustamante and Seoane 2004; Guerrero-Casado et al. 2013; Muñoz et al. 2005; Pérez-García et al. 2017; Seoane et al. 2003; Tapia et al. 2006). Todos os dados sobre cada uma das 14 variáveis foram retirados de bases de dados específicas e (quando aplicado) com uma resolução também específica (Tabela II).

Tabela II – Fonte e resolução espaço-temporal das variáveis de modelação escolhidas

Variável	Fonte	Resolução espacial	Resolução temporal
Altitude	DEM (<i>Digital elevation model</i>) em formato TIFF (<i>raster</i>) derivado do satélite ETOPO 2 (v2) - NOAA (<i>National Oceanic and Atmospheric Administration</i> - https://www.noaa.gov/)	30 metros	Sem resolução temporal
NDVI (<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>)	<i>Rasters</i> em formato GRID criados com base na informação recolhida pelo satélite MODIS - Earth Data Search (NASA - https://search.earthdata.nasa.gov/search)	1000 metros	Mensal, no intervalo 2010 a 2016 (sob a forma de 2 ou 8 <i>rasters</i>)
Uso do solo (9 categorias do COS, versão 1.0 de 2010)	22 <i>layers</i> correspondentes a várias partes de Portugal Continental - Geoportal da Direção Geral de Território (DGT - http://mapas.dgterritorio.pt/geoportal/catalogo.html)	1000 metros	Sem resolução temporal
Uso do solo (Rios principais)	<i>Layer</i> com todos os rios de Portugal Continental - <i>Epic Web GIS Portugal</i> (http://epic-webgis-portugal.isa.ulisboa.pt/)	1000 metros	Sem resolução temporal
Uso do solo (Estradas primárias)	<i>Layer</i> com todas as estradas de Portugal Continental - <i>OpenStreetMap</i> (GEOFABRIK - http://download.geofabrik.de/europe/portugal.html)	1000 metros	Sem resolução temporal

Primeiramente foi estabelecida a máscara (*mask*) para os dados geográficos das variáveis escolhidas – isto permite que todas as *layers* possam ser sobrepostas e deste modo as variáveis (por sua vez) possam funcionar como modeladores da ocorrência das espécies alvo. A definição da máscara (*mask*) foi realizada com recurso a uma *shapefile* de nome Portugal que teve como origem o *site* da Direção Geral do Território (de onde foi descarregada a Carta Administrativa Oficial de Portugal, *versão 2017* – CAOP Continente; Direção Geral do Território). Posteriormente e através do separador *Geoprocessing* do ArcMap foram estabelecidos o *extent*, o *cell size* (de 1000 metros) e a máscara/*mask* (*shapefile* Portugal) com os quais todas as *layers* descarregadas para o ArcMap devem possuir (a partir deste momento, o ArcMap estabelece automaticamente estes parâmetros para todas as *layers* que vierem a ser descarregadas no ArcMap).

De seguida, cada uma das 14 variáveis foi analisada e processada. No caso da variável:

- **Altitude** – Foi aplicado, em primeiro lugar, ao respetivo *raster* um processo de *Project Raster* para alterar o seu sistema de projeção - de *Datum_73_Transverse_Mercator* para *ETRS_1989_Transverse_Mercator*. De seguida, a este último, foi-lhe aplicado um processo de *Extract by Mask* que por um lado extrai as células do raster criado no passo anterior que estão incluídas na área definida pela máscara (*mask*) para um novo *raster* e por outro coloca o novo raster criado neste segundo processo com o mesmo *cell size* e *extent* que a máscara (*mask*);
- **Declive** – O *raster* com os dados para esta variável foi obtido através da ferramenta (*tool*) *slope* que cria um novo *raster* onde o declive de cada célula do *raster* é calculado a partir dos valores de altitude de cada célula do *raster* anterior;
- **Uso do solo** – Foram isoladas de cada *layer* de cada parte de Portugal Continental com todas as categorias de ocupação de solo da Carta de Ocupação do Solo (COS) de 2010 (*versão 1.0*), as categorias pretendidas para a modelação através da função *select by attributes* na tabela de atributos para cada *layer* – áreas de tecido urbano descontínuo esparso, olival, culturas temporárias de regadio, culturas temporárias de sequeiro, eucalipto, pinheiro bravo, sobreiro, matos densos e vegetação esclerófita pouco densa. Posteriormente foi feito uma conjugação (*merge*) de cada categoria isolada em todas as *layers* e após esse processo, foi calculada a distância euclidiana para cada categoria (função que calcula para cada célula a distância euclidiana à fonte de informação mais próxima). As *layers* relativas aos dados sobre os principais rios e as estradas primárias de Portugal Continental foram também isoladas através da função *Select by attributes*. Adicionalmente, foi calculada a distância euclidiana para estas. Para este conjunto de variáveis foi ainda aplicado um processo *Extract by mask*;

Nota: Estas variáveis foram pensadas tendo em conta os requisitos ecológicos das espécies estudadas em conjugação com a análise dos resultados do relatório “*Estatísticas e dinâmicas territoriais multiescala de Portugal Continental 1995-2007-2010 com base na Carta de Uso e Ocupação do Solo (COS)*”.

- NDVI – Os vários *rasters* relativos aos dados desta variável para cada mês no intervalo temporal de 2010 a 2016 (2 ou 8 devido ao facto de a informação ser sempre dividida em 2 metades e disponível no formato de 1 mês ou 4 semanas) foram unidos recorrendo à ferramenta *Mosaic to new raster*. Aos novos *rasters* foi aplicado posteriormente um processo de *Extract by mask* com o objetivo não só de colocar cada *raster* à imagem da máscara (*mask*) definida mas também para eliminar dados de NDVI de Espanha e alguns de França e do Norte de África (que estavam dentro da moldura geográfica que foi designada para descarregar os dados desta variável). De seguida e tendo em conta que foram elaborados modelos por época fenológica e espécie, foram calculadas para cada ano e espécie, as médias dos *rasters* com dados de NDVI correspondentes ao delineamento temporal de cada época através da ferramenta *Raster calculator* (que resultou na elaboração de 56 *rasters* para cada época e espécie de 2010 a 2016 – 2 épocas x 4 espécies x 7 anos). Finalmente, voltou-se a calcular a média dos *rasters* de todos os anos entre 2010 a 2016 para cada espécie e época (que resultou num total de 8 *rasters* com dados de NDVI).

Após se obter 21 *rasters* com os dados de cada uma das variáveis escolhidas, procedeu-se à alteração do seu sistema de projeção (sistema de coordenadas geográficas em que os dados estão projetados no plano) – de *ETRS_1989_Transverse_Mercator* para *WGS_1984* – usando a ferramenta *Project Raster*. Por fim, os 21 *rasters* foram convertidos para o formato ASCII (*American Standard Code for Information Interchange*) através da ferramenta de conversão *Raster to ASCII*. Deste modo, estes 2 últimos dois processos permitem que as variáveis estejam prontas a serem incluídas no programa de modelação e assim, a modelar os dados de ocorrência das espécies.

Durante toda a fase de preparação das variáveis para modelação, os valores do *cell size* assim como os do *extent* (incluído o número de colunas e linhas) dos *rasters* foram sempre verificados em cada processo para assegurar que eram todos iguais entre os 21 *rasters*.

2.4 Modelação de Adequabilidade de Habitat

Após todas as variáveis e os dados de ocorrência para cada espécie estarem uniformizados, procedeu-se à sua aplicação para construir modelos de adequabilidade de habitat para cada espécie alvo (nas duas épocas fenológicas) através do sistema *MaxEnt* (*Maximum entropy modeling*). Esta técnica de modelação, que tem vindo a ser amplamente usada (Phillips et al. 2006 e Elith et al. 2011 citados por Radosavljevic et al. 2014), baseia-se na construção de modelos que, a partir de um conjunto de *rasters* contendo dados de variáveis ambientais sobrepostos com dados de ocorrência georreferenciados, expressam a probabilidade de distribuição (aqui interpretada como a adequabilidade de habitat), onde cada célula que compõe a grelha em que o modelo assenta, tem um conjunto previsto de condições adequadas para uma espécie (basicamente, o *MaxEnt* tem como objetivo encontrar o maior *spread* possível – ou entropia máxima – para um conjunto de dados geográficos da ocorrência de espécies em relação a um *background* de variáveis ambientais ao qual lhe adiciona um parâmetro regulador relacionado com o peso de cada variável num modelo, que previne a ocorrência de situações de *overfitting* - <http://plantecology.syr.edu/fridley/bio793/maxent.html>).

Deste modo, e para se proceder à elaboração destes modelos, procedeu-se à colocação dos dados de ocorrência em formato csv do lado esquerdo e do lado direito os dados das variáveis ambientais modeladoras em formato ASCII. Nestas últimas ainda se comunicou ao programa que tipo de variáveis eram (categóricas ou contínuas). Posteriormente, procedeu-se à confirmação de vários parâmetros associados como o tipo de ficheiro do *output* resultante (ASCII que depois será convertido em *raster* para poder ser analisado e apresentado no ArcGIS), o seu formato (*logistic* – formato *default* do *MaxEnt*, em que a probabilidade de ocorrência é calculada entre 0 e 1, com a probabilidade mínima estabelecida – também por *default* – de 0,5), a percentagem de dados usados em cada modelo para a sua validação, o número de réplicas realizadas (e a respetiva técnica) ou o número de *iterations* usado em cada modelo. Foram também selecionados os pontos associados à criação de curvas de resposta, à criação de imagens (sob a forma de mapas) contendo a previsão da distribuição e à elaboração de *Jackknifing* por parte do *MaxEnt* (Phillips et al. 2006; Young et al. 2011).

Como consequência da conjugação dos parâmetros estabelecidos com as variáveis escolhidas para cada modelo, foram testados 128 modelos (modelos teste). Primeiramente foram testados 8 modelos (um para cada época e espécie), com todas as variáveis (distância, altimetria e os dados médios de NDVI correspondentes para cada época fenológica e espécie) e com a maioria dos parâmetros *default* do *MaxEnt* (foram também selecionados/estabelecidos o ponto *random seed* e uma percentagem base de 20% dos dados para validação dos modelos). Posteriormente (e para cada época e espécie alvo) foram estabelecidos 3 conjuntos de testes de modelação:

- Conjunto de testes em que variam os parâmetros associados ($72 = 32 [8 \times 4] + 40 [8 \times 5]$), dividido em 2 subconjuntos de modelos teste:
 - Um subconjunto de 32 modelos teste (em condições *default*) em que se fizeram variar o número de réplicas (5 ou 10; mudou-se também a técnica associada às réplicas, de *crossvalidate* – que é o *default* do *MaxEnt* – para *subsample*), a percentagem de dados usados para validação dos modelos (25% ou 33%) e o número de *maximum iterations* (1000 ou 2000) – resultando em 4 combinações de testes: 25%, 5 réplicas e 1000 *maximum iterations*; 25%, 10 réplicas e 2000 *maximum iterations*; 33%, 5 réplicas e 1000 *maximum iterations* e 33%, 10 réplicas e 2000 *maximum iterations*;
 - Outro subconjunto de 40 modelos teste (em condições *default*) em que se fizeram variar as *features* (*linear*, *quadratic* e *linear+quadratic*) e o *regularization multiplier* (0,5 e 1,5), resultando em 5 modelos diferentes (um modelo para cada alteração);
- Conjunto de 16 testes em que variam as variáveis modeladoras, dividido em 2 subconjuntos de modelos teste:
 - Um subconjunto de 8 modelos teste (em condições *default*), um para cada espécie em cada época fenológica, em que se testaram apenas as variáveis de distância (relacionadas com a ocupação do solo);

- Outro subconjunto de 8 modelos teste (também em condições *default*), um para cada espécie em cada época fenológica em que se testaram um set de 6 ou 7 variáveis (das que estavam disponíveis) que se adequariam melhor para cada espécie:
 - *Gyps fulvus* – Altitude, declive e a distância aos principais rios de Portugal Continental, a áreas com vegetação esclerófita pouco densa e a áreas com tecido urbano descontínuo esparso e os dados médios de NDVI para cada uma das 2 épocas fenológicas desta espécie;
 - *Circaetus gallicus* – Altitude, os dados médios de NDVI para cada uma das 2 épocas fenológicas desta espécie e a distância a áreas de vegetação esclerófita pouco densa, a áreas de olival, a áreas de tecido urbano descontínuo esparso, a áreas de culturas temporárias de sequeiro e áreas de sobreiro;
 - *Buteo buteo* – Distância a áreas de culturas temporárias de regadio, a estradas primárias, a áreas de eucalipto, a áreas de matos densos, a áreas de pinheiro bravo e a áreas de culturas temporárias de sequeiro e os dados médios de NDVI para cada uma das 2 épocas fenológicas desta espécie;
 - *Falco tinnunculus* – Dados médios de NDVI para cada uma das 2 épocas fenológicas desta espécie, distância a áreas de pinheiro bravo, a áreas de eucalipto, a áreas de culturas temporárias de sequeiro, a áreas de tecido urbano descontínuo, a áreas de culturas temporárias de regadio e a estradas primárias.
- Conjunto de 32 testes resultantes de 4 combinações entre todas as variáveis (distâncias, altimetria e os dados médios de NDVI respetivos para cada espécie em cada época fenológica) e os seguintes parâmetros: 25% de dados usados para validação, 5 réplicas e 1000 *maximum iterations*/33% de dados usados para validação, 10 réplicas e 2000 *maximum iterations* + 0,5 ou 1,5 (*regularization multiplier*), realizados com base nos valores de AUC (*area under the curve*) – um indicador de quão adequado um modelo é ou quão perto um modelo se aproxima dos dados de ocorrência de uma espécie usada na modelação (quanto o valor do AUC for mais próximo de 1, mais adequado será o modelo em questão) – obtidos

nas baterias de testes anteriores (os parâmetros usados neste conjunto de testes foram escolhidos com base naqueles que mantiveram ou aumentaram os valores de AUC [*AUC test* ou *mean AUC* em caso de réplicas] registados em mais de 50% dos modelos teste realizados no primeiro conjunto de testes, em cada combinação ou variação usada, comparativamente com os que foram registados nos 8 modelos teste base – Tabelas III, IV e V (a grande maioria dos valores de AUC registados no segundo conjunto de testes ficaram abaixo dos valores base obtidos nos primeiros 8 modelos – Tabela VI; os valores de AUC obtidos nesta última bateria de testes estão disponíveis na Tabela VII).

Após todos os testes terem sido realizados, cada modelo teste foi analisado do ponto de vista do AUC (*test* ou *mean AUC*) assim como do ponto de vista dos dados visuais presentes nas imagens de cada previsão.

Tabela III – Valores de AUC (*test*) obtidos em cada modelo base feito para cada época fenológica e espécie (para comparação com os valores de AUC registados nos restantes modelos teste)

	<i>Gyps</i> -R	<i>Gyps</i> -D	<i>Circaetus</i> -R	<i>Circaetus</i> -D	<i>Falco</i> -R	<i>Falco</i> -D	<i>Buteo</i> -R	<i>Buteo</i> -D
AUC (teste)	0,81	0,758	0,673	0,7	0,745	0,726	0,662	0,656

Legenda: *Buteo* – *Buteo buteo*; *Circaetus* – *Circaetus gallicus*; *Falco* – *Falco tinnunculus*; *Gyps* – *Gyps fulvus*; D – Época de dispersão; R – Época de reprodução.

Tabelas IV e V – Valores de AUC (*mean/test*) obtidos nos modelos teste do primeiro conjunto de modelos teste

	<i>Gyps</i> -R	<i>Gyps</i> -D	<i>Circaetus</i> -R	<i>Circaetus</i> -D	<i>Falco</i> -R	<i>Falco</i> -D	<i>Buteo</i> -R	<i>Buteo</i> -D
25% + 5R + 1000 MI	0,825	0,777	0,67	0,714	0,755	0,744	0,66	0,656
25% + 10R + 2000 MI	0,819	0,786	0,694	0,68	0,752	0,734	0,656	0,643
33% + 5R + 1000 MI	0,816	0,77	0,672	0,687	0,767	0,743	0,65	0,648
33% + 10R + 2000 MI	0,819	0,79	0,68	0,68	0,763	0,727	0,656	0,648
AUC Base	0,81	0,758	0,673	0,7	0,745	0,726	0,662	0,656

	<i>Gyps</i> -R	<i>Gyps</i> -D	<i>Circaetus</i> -R	<i>Circaetus</i> -D	<i>Falco</i> -R	<i>Falco</i> -D	<i>Buteo</i> -R	<i>Buteo</i> -D
L+Q	0,81	0,751	0,634	0,653	0,74	0,728	0,629	0,655
Linear	0,743	0,728	0,598	0,647	0,714	0,678	0,615	0,591
Quadratic	0,719	0,702	0,654	0,603	0,66	0,639	0,604	0,547
RM 0,5	0,825	0,804	0,695	0,636	0,738	0,746	0,664	0,641
RM 1,5	0,81	0,801	0,716	0,694	0,757	0,77	0,663	0,645
AUC Base	0,81	0,758	0,673	0,7	0,745	0,726	0,662	0,656

Legenda: *Buteo* – *Buteo buteo*; *Circaetus* – *Circaetus gallicus*; *Falco* – *Falco tinnunculus*; *Gyps* – *Gyps fulvus*; D – Época de dispersão; R – Época de reprodução; 5R e 10R – número de réplicas; MI – *Maximum Iterations*; L+Q – *linear e quadratic features* selecionadas; RM – *Regularization multiplier*; Vermelho – valores de AUC registrados que ficaram abaixo do valor de AUC base; Verde – valores de AUC que ficaram acima ou igualaram o valor de AUC base.

Tabela VI – Valores de AUC (*test*) obtidos nos modelos teste do segundo conjunto de modelos teste

	<i>Gyps</i> -R	<i>Gyps</i> -D	<i>Circaetus</i> -R	<i>Circaetus</i> -D	<i>Falco</i> -R	<i>Falco</i> -D	<i>Buteo</i> -R	<i>Buteo</i> -D
Distâncias	0,774	0,749	0,685	0,625	0,726	0,718	0,63	0,634
Sets de variáveis	0,793	0,756	0,663	0,597	0,704	0,7	0,614	0,627
AUC base	0,81	0,758	0,673	0,7	0,745	0,726	0,662	0,656

Legenda: *Buteo* – *Buteo buteo*; *Circaetus* – *Circaetus gallicus*; *Falco* – *Falco tinnunculus*; *Gyps* – *Gyps fulvus*; D – Época de dispersão; R – Época de reprodução; Vermelho – valores de AUC registrados que ficaram abaixo do valor de AUC base; Verde – valores de AUC que ficaram acima ou igualaram o valor de AUC base.

Tabela VII – valores de AUC (*mean*) obtidos na última bateria de modelos teste

	<i>Gyps</i> -R	<i>Gyps</i> -D	<i>Circaetus</i> -R	<i>Circaetus</i> -D	<i>Falco</i> -R	<i>Falco</i> -D	<i>Buteo</i> -R	<i>Buteo</i> -D
25% + 5R + 1000 MI + 0,5 RM	0,823	0,775	0,667	0,659	0,763	0,729	0,656	0,658
25% + 5R + 1000 MI + 1,5 RM	0,822	0,788	0,675	0,701	0,76	0,75	0,654	0,636
33% + 10R + 2000 MI + 0,5 RM	0,809	0,774	0,668	0,658	0,761	0,73	0,661	0,651
33% + 10R + 2000 MI + 1,5 RM	0,815	0,792	0,684	0,682	0,757	0,741	0,653	0,658
AUC Base	0,81	0,758	0,673	0,7	0,745	0,726	0,662	0,656

Legenda: *Buteo* – *Buteo buteo*; *Circaetus* – *Circaetus gallicus*; *Falco* – *Falco tinnunculus*; *Gyps* – *Gyps fulvus*; D – Época de dispersão; R – Época de reprodução; 5R e 10R – número de réplicas; MI – *Maximum Iterations*; RM – *Regularization multiplier*; Vermelho – valores de AUC registrados que ficaram abaixo do valor de AUC base; Verde – valores de AUC que ficaram acima ou igualaram o valor de AUC base.

Nota: Para todos os 128 modelos teste, foi sempre estabelecido o ponto random seed e no caso de testes com réplicas, a técnica associada foi sempre alterada de crossvalidate para subsample.

2.5 Índice de sensibilidade à eletrocussão – construção e aplicação

Depois da análise feita aos 128 modelos teste efetuados através do *MaxEnt*, foram escolhidos os melhores 8 modelos de adequabilidade de habitat - um para cada espécie alvo em cada uma das épocas fenológicas escolhidas (estes encontram-se na secção dos resultados desta dissertação). Posteriormente e para cada um dos 8 modelos escolhidos foi atribuído um peso específico ligado à sensibilidade à eletrocussão para cada uma das 4 espécies alvo. Este peso específico resulta de um índice de sensibilidade que foi desenvolvido por forma a integrar a valoração de diversos fatores (Bradbury et al. 2014), relacionados com o comportamento, estatutos de conservação e ecologia espacial das espécies alvo de estudo (no contexto da eletrocussão), na forma da seguinte fórmula matemática:

- $\text{Índice de sensibilidade} = \frac{(E+T+C)}{3} + \frac{(Fe+H)}{2} + \text{Conservation score}$, Onde:
 - E – envergadura de asa (em metros); T – tamanho corporal (em centímetros); C (comportamento) = Hu (comportamento cinegético/*hunting*) + N (comportamento de nidificação/*nesting*) + P (comportamento de *perching*) + R (comportamento de *roosting*); Fe – Fenologia da Espécie; H – Habitat da Espécie; *Conservation score* = somatório dos estatutos de conservação global, europeu e nacional de cada espécie.

Cada parâmetro usado no índice foi escolhido com base na análise de artigos relativos aos fatores que mais condicionam a ocorrência de mortalidade por eletrocussão em Accipitriformes (APLIC 2006; Bevanger 2008). O fator de sensibilidade calculado para cada espécie assim como a explicação da pontuação atribuída para cada espécie em cada parâmetro encontram-se nas tabelas VIII e IX, respetivamente. A pontuação atribuída a cada espécie foi feita com base na análise de bibliografia e webgrafia (“*Aves de Portugal – Ornitologia do Território Continental*”; Birdlife International 2004, 2015 e 2017; “*Handbook of the Birds of the World – Volume 2: New World Vultures to Guinea fowl*”; “*The Birds of the Western Palearctic*” – Volume 2”; www.iucnredlist.org e www2.icnf.pt/).

Tabela VIII – Pontuações do Índice de Sensibilidade à eletrocussão atribuídas para cada espécie

Parâmetros do índice	<i>Gyps fulvus</i>	<i>Circaetus gallicus</i>	<i>Buteo buteo</i>	<i>Falco tinnunculus</i>
E (envergadura de asa)	3	2	2	1
T (tamanho corporal)	3	2	2	1
Fe (fenologia)	2	3	1	1
H (habitat)	1	2	2	3
C { Hu (<i>hunting</i>) N (<i>nesting</i>) P (<i>perching</i>) R (<i>roosting</i>)	1	2	2	1
	1	1	1	2
	2	2	2	2
	1	1	1	1
CS { EN (estatuto nacional) EG (estatuto global) EE (estatuto europeu)	1	1	0	0
	0	0	0	0
	0	0	0	0
Total	6,2	6,8	4,8	4,7

Legenda: C – comportamento da espécie; CS – *Conservation score*

Tabela IX – Explicação da pontuação atribuída a cada espécie em cada parâmetro do Índice de Sensibilidade à eletrocussão

Parâmetros do índice	Categorias	Explicação da pontuação atribuída a cada parâmetro
E (envergadura de asa)	3 categorias	De 0 a 1 metros de envergadura - 1 ponto; de 1 a 2 metros - 2 pontos; de 2 a 3 metros - 3 pontos
T (tamanho corporal)	3 categorias	De 0 a 40 centímetros de tamanho corporal - 1 ponto; de 40 a 80 centímetros - 2 pontos; de 80 a 120 centímetros - 3 pontos (tamanho corporal = comprimento das patas à cabeça)
Fe (fenologia)	3 categorias	Ave residente - 1 ponto; ave que realiza migração parcial (movimentos de dispersão de longa distância) - 2 pontos; ave migratória (migração 100%) - 3 pontos
H (habitat)	3 categorias	O tipo de habitat da espécie representa um risco de eletrocussão para a mesma: risco baixo (1 ponto); risco moderado (2 pontos), risco elevado (3 pontos)
Hu (<i>hunting</i>)	3 categorias	O comportamento cinegético representa um risco de eletrocussão para a espécie: risco baixo (1 ponto); risco moderado (2 pontos), risco elevado (3 pontos)
N (<i>nesting</i>)	3 categorias	O comportamento de nidificação representa um risco de eletrocussão para a espécie: risco baixo (1 ponto); risco moderado (2 pontos), risco elevado (3 pontos)
P (<i>perching</i>)	3 categorias	O comportamento de <i>perching</i> representa um risco de eletrocussão para a espécie: risco baixo (1 ponto); risco moderado (2 pontos), risco elevado (3 pontos)
R (<i>roosting</i>)	3 categorias	O comportamento de <i>roosting</i> representa um risco de eletrocussão para a espécie: risco baixo (1 ponto); risco moderado (2 pontos), risco elevado (3 pontos)
EN (estatuto nacional) EG (estatuto global) EE (estatuto europeu)	Para os 3 estatutos: 5 categorias	Least concern (0 pontos), Near threatened (1 ponto), Vulnerable (2 pontos), Endangered (3 pontos) e Critically endangered (4 pontos)

De seguida, o peso ponderado e calculado para cada espécie foi incluído em cada um dos 8 modelos de ocorrência escolhidos através de um sistema de *software* designado *Zonation* (que é compatível com SIGs como o *ArcGIS*).

Este sistema (que tem por base um algoritmo) é usado no planeamento associado à conservação das espécies, fazendo (entre outras coisas) a identificação de áreas de importância de conservação da biodiversidade através de uma priorização do espaço, que parte do pressuposto que estabelecer a conservação de toda a paisagem seria o mais benéfico. No entanto, este (em várias repetições) percorre todo o espaço que é selecionado para o efeito e faz uma hierarquização em sentido ascendente de cada pixel do espaço em análise tendo em conta o seu valor em termos de conservação da biodiversidade que está dependente do peso ponderado incluído. O algoritmo trabalha removendo os pixéis com um valor muito baixo de conservação deixando ficar os pixéis com um valor mais elevado de conservação - isto é feito até o algoritmo percorrer todos os pixéis do espaço em análise, dando origem a um zonamento do mesmo, em que se verificam áreas associadas a valores maiores ou menores de priorização de conservação (Lehtomäki and Moilanen, 2013; Moilanen et al. 2014).

Deste modo e através do GUI (*Zonation Graphical user interface*), foi inserido neste duas linhas de comandos em momentos isolados (uma vez para a reprodução, outra para a dispersão) criada através do uso do *Notepad* (bloco de notas) que deve incluir sempre (Moilanen et al. 2014):

- *Biodiversity feature map files* – corresponde à escrita na linha de comandos o caminho (*path*) para ir buscar os ASCII das 4 espécies que vão ser usados na priorização espacial (na primeira vez os 4 para a época da reprodução, na outra os 4 para a dispersão);
- *Biodiversity features list file* – contem uma lista com as espécies (através da especificação dos respetivos ASCII) que serão usadas para realizar a priorização (de forma igual ao ponto anterior). Neste ponto acrescenta-se também o peso dado às espécies e que foi calculado a partir do Índice de Sensibilidade de Eletrocussão referido anteriormente;
- *Run settings file* – corresponde à escrita na linha de comandos (e em filas diferentes) dos parâmetros a serem incluídos/testados e que vão influenciar os resultados da priorização através do *Zonation*. Nesta fase deve-se escrever o *cell removal rule* na linha de comandos do *Notepad* indicando “removal_rule –

número associado ao algoritmo escolhido”: para este caso em concreto foi escolhido o número 2 que corresponde ao algoritmo ABF (*Additive benefit function*). Este algoritmo opera dando mais importância a células com valores de riqueza específica maiores e obviamente influenciará o modo como o *Zonation* irá remover as células.

Após estes 3 pontos estarem incluídos na linha de comandos, o *Zonation* assume-a e dada a ordem para avançar, este opera ao conjugar cada um dos 4 ASCII escolhidos para cada época que são sobrepostos (em momentos isolados) e o peso incluído na linha de comandos que deriva do Índice de Sensibilidade de Eletrocussão. Durante a operação, o *Zonation* vai construído um mapa que corresponde à priorização espacial de conservação para cada época fenológica.

Nota: Para este processo, não foi incluído um valor de incerteza que resultaria na produção de um mapa de incerteza. Este mapa de incerteza, que deriva da incerteza associada à modelação preditiva efetuada da distribuição das 4 espécies, seria sobreposto na operação resultando numa priorização do espaço mais precisa do que aquela que está demonstrada na secção de resultados deste trabalho. A não inclusão deste valor de incerteza deve-se ao facto de 25% dos modelos preditivos de distribuição obtidos não apresentar um valor de desvio padrão que resulta da inclusão de réplicas no processo de modelação ecológica preditiva e que seria incluído na linha de comandos para produzir o mapa de incerteza.

2.6 Sobreposição dos mapas de priorização com os mapas de densidade de registos de eletrocussão

Numa última fase da metodologia deste trabalho e para efeitos de discussão sobre o problema da eletrocussão, procedeu-se à construção no *ArcMap* de mapas de densidade de registos de eletrocussão para as 4 espécies em estudo, para ambas as épocas no intervalo temporal 2010-2016.

Estes mapas foram construídos usando os dados de mortalidade por eletrocussão que também estiveram na base da escolha das espécies em estudo. Estes dados foram convertidos para o formato csv (*comma separated values*) e depois para o formato *shapefile* na forma de uma layer no *ArcMap*. Posteriormente, isolaram-se os dados por espécie, por espécie e por ano e finalmente por espécie, ano e época. Por fim, foi feito um *merge* dos dados de mortalidade por eletrocussão para as 4 espécies em estudo, em ambas

as épocas no intervalo temporal 2010-2016 que foi aplicado na ferramenta *Point density* (do *ArcMap*) para construir os mapas de densidade de registos de eletrocussão que foram sobrepostos com um *TIFF* dos mapas de priorização construídos para ambas as épocas, na fase anterior.

2.7 Hipóteses estipuladas

Dado o objetivo e as circunstâncias em que esta dissertação se enquadra, foram estabelecidas 3 hipóteses passíveis de serem testadas, como consequência da metodologia usada no desenvolvimento deste trabalho:

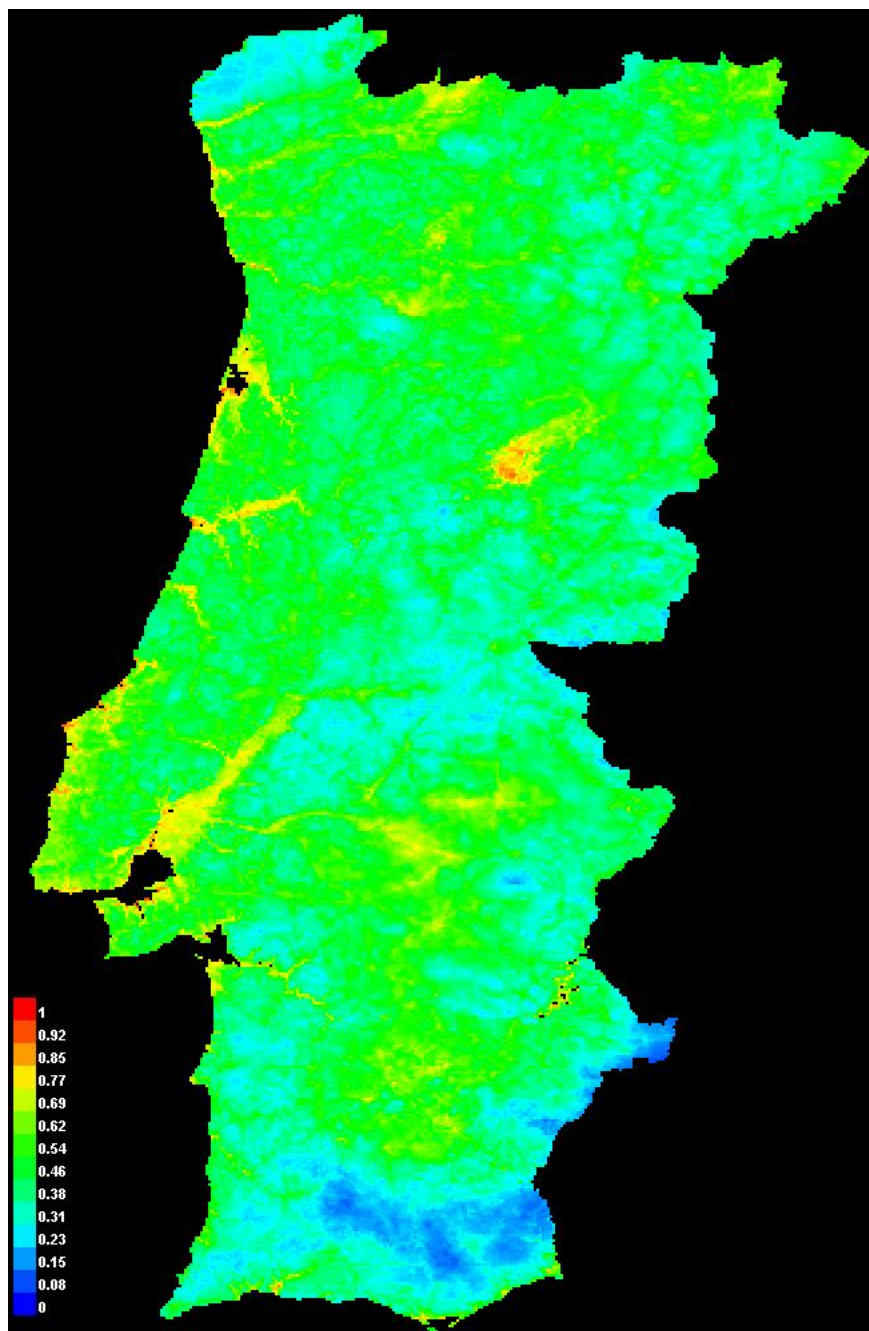
- Hipótese 1 – A variável com mais influência/peso na modelação de adequabilidade de habitat das 4 espécies alvo será a altitude, tendo em conta que a altitude é um fator que limita a distribuição dos seres vivos;
- Hipótese 2 – Existe variação na priorização entre as 2 épocas fenológicas, com ocorrência de um maior número de áreas com um valor de conservação mais elevado na época de dispersão (comparativamente com os da época de reprodução), tendo em conta que na época de dispersão a quantidade de indivíduos aumenta (para as 4 espécies em estudo) devido à presença dos juvenis o que resultará numa ocorrência mais alargada (e logo numa adequabilidade habitat maior) relativamente à época de reprodução;
- Hipótese 3 – Existe uma maior sobreposição dos *hotspots* de mortalidade por eletrocussão com as áreas de elevado valor de conservação do mapa de priorização para a época de dispersão, comparativamente com a época de reprodução, tendo em conta que deverá ocorrer um maior número de registos de mortalidade por eletrocussão na época de dispersão.

3. Resultados

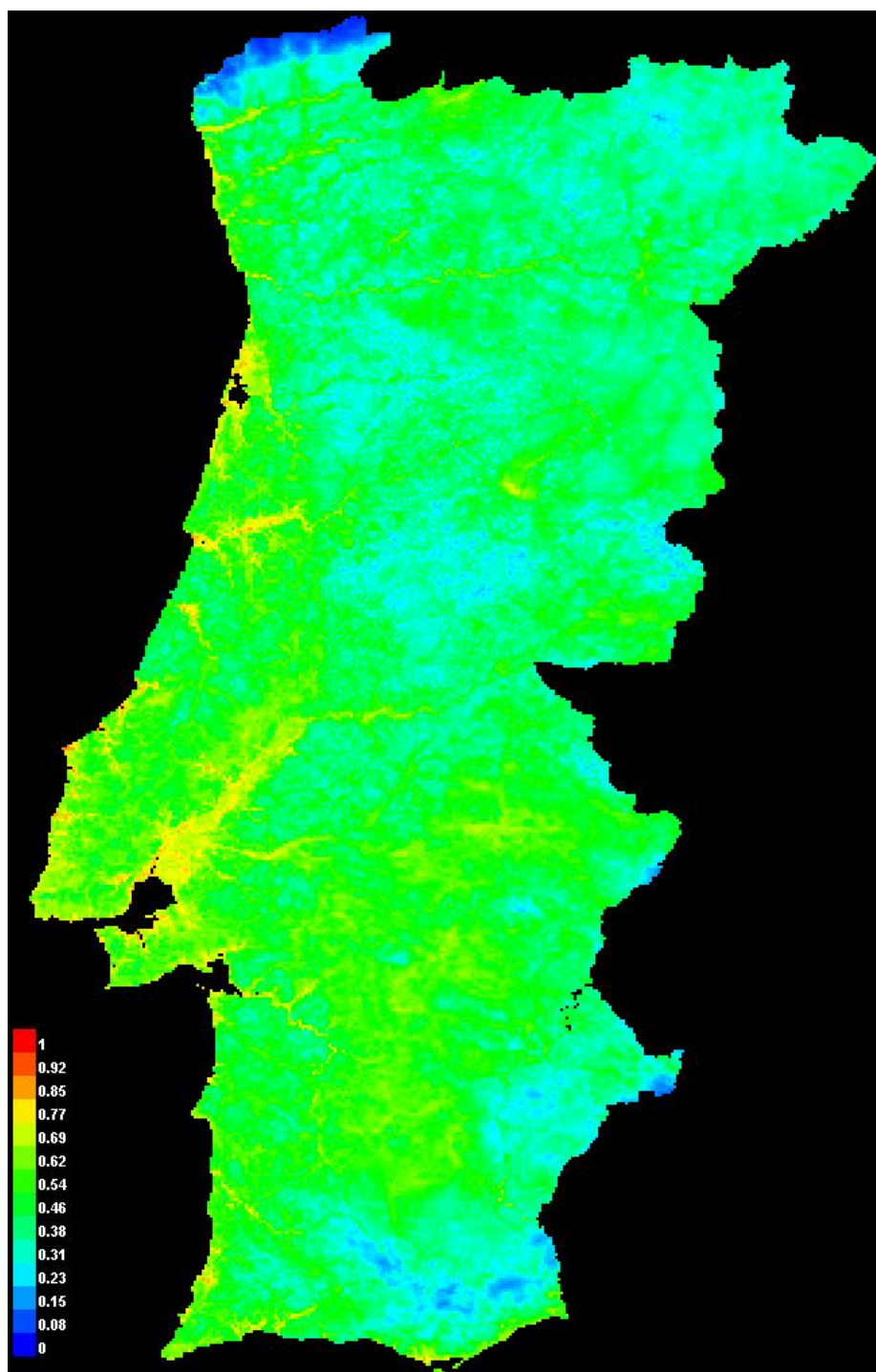
Os resultados obtidos neste trabalho subdividem-se em 4 partes:

- Imagens das previsões resultantes da modelação de adequabilidade de habitat das 4 espécies em estudo para as épocas respetivas de dispersão (Figuras 9, 11, 13 e 15) e reprodução (Figuras 10, 12, 14 e 16) no intervalo temporal 2010-2016:

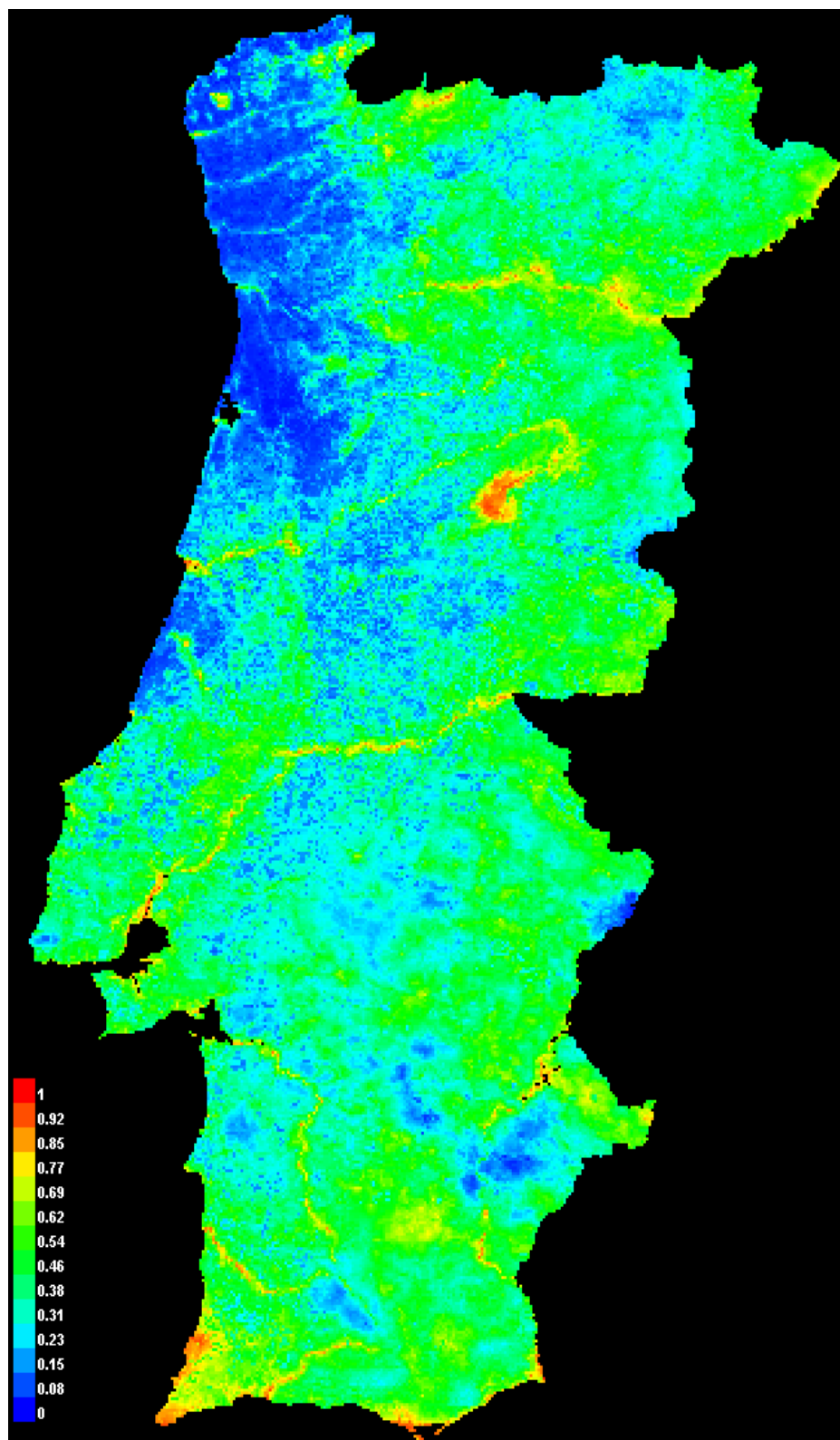
➤ Figura 9 - Para *Buteo buteo* na época de dispersão



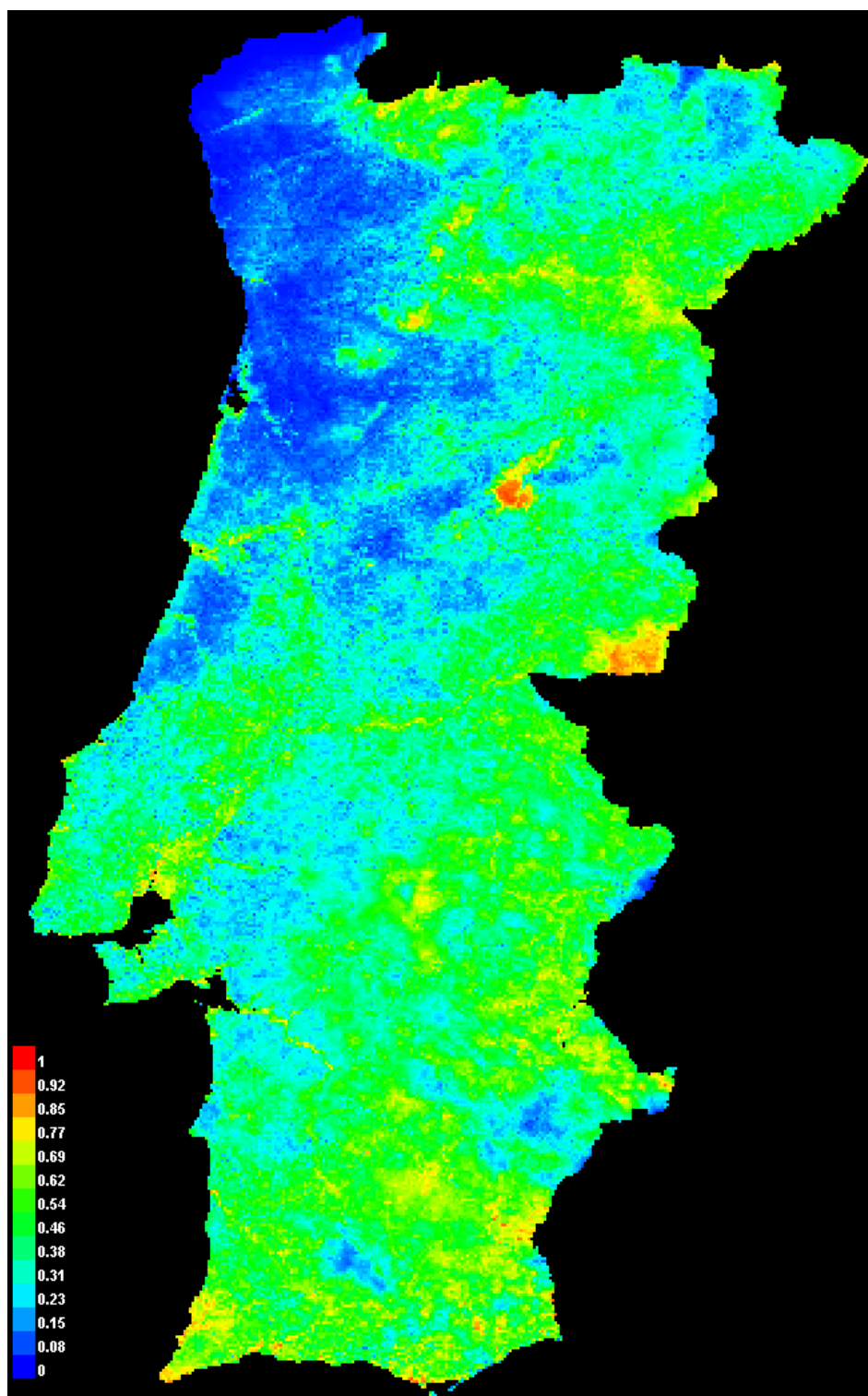
➤ Figura 10 - Para *Buteo buteo* na época de reprodução



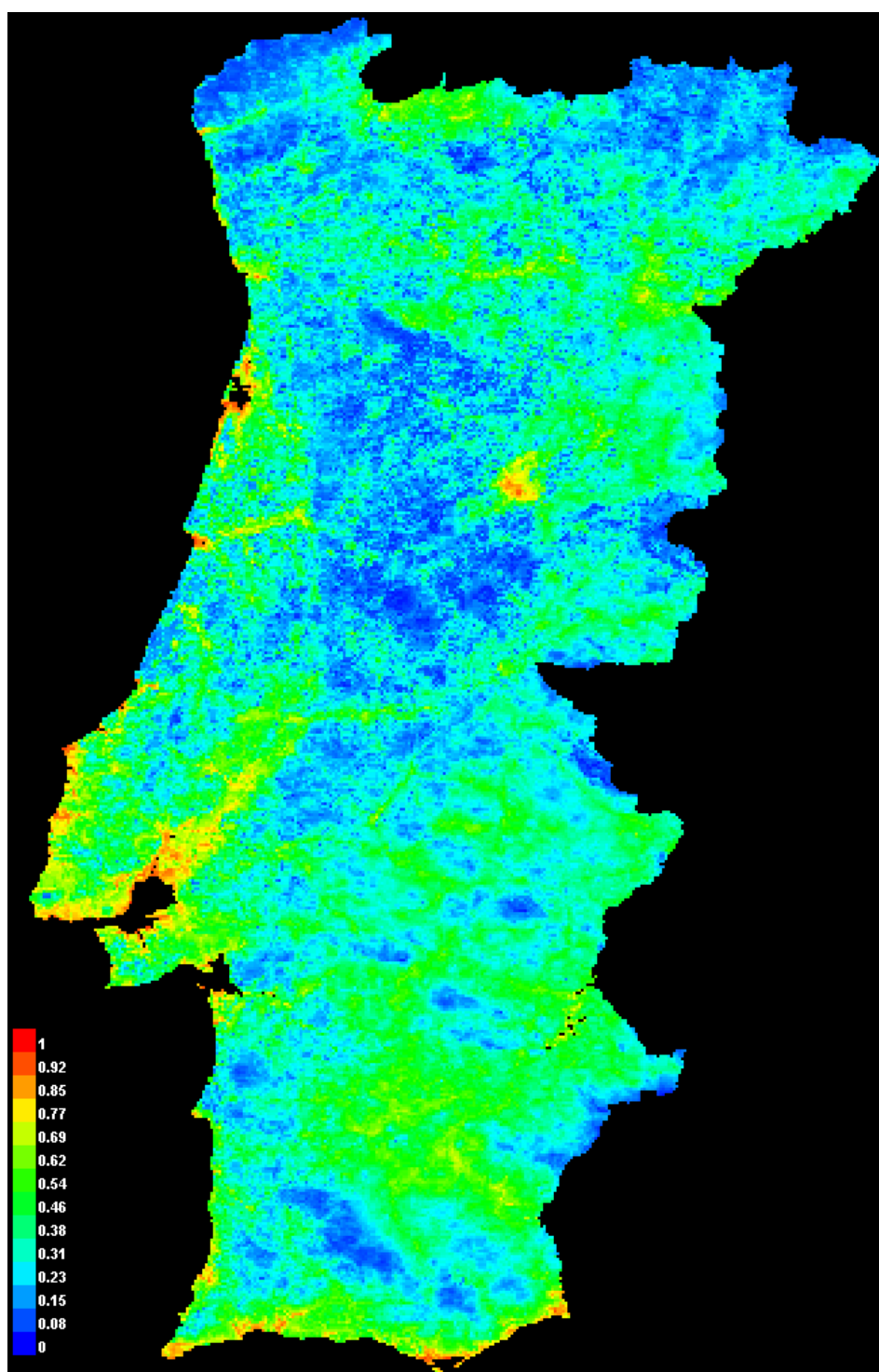
➤ Figura 11 - Para *Circaetus gallicus* na época de dispersão



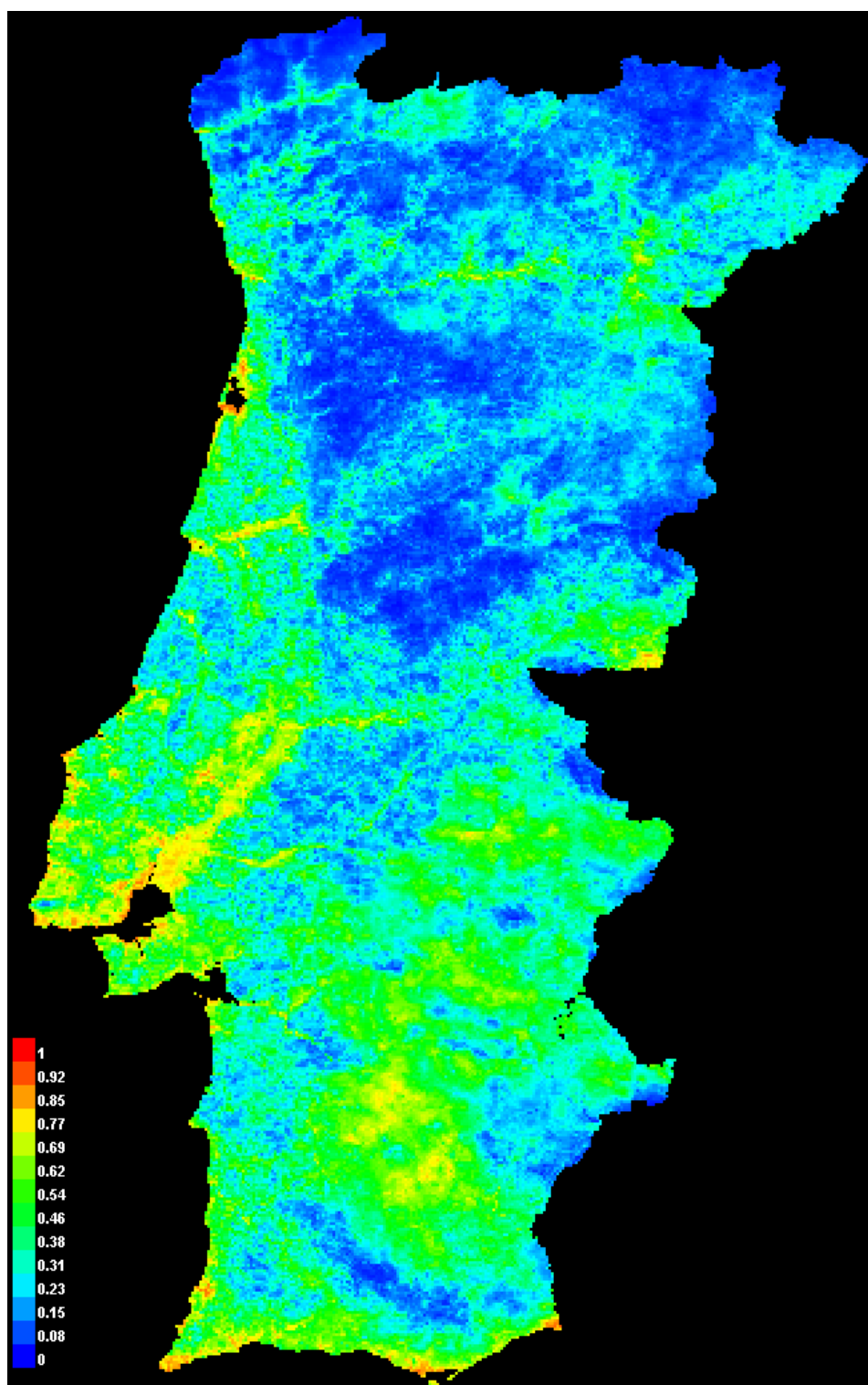
➤ Figura 12 - Para *Circaetus gallicus* na época de reprodução



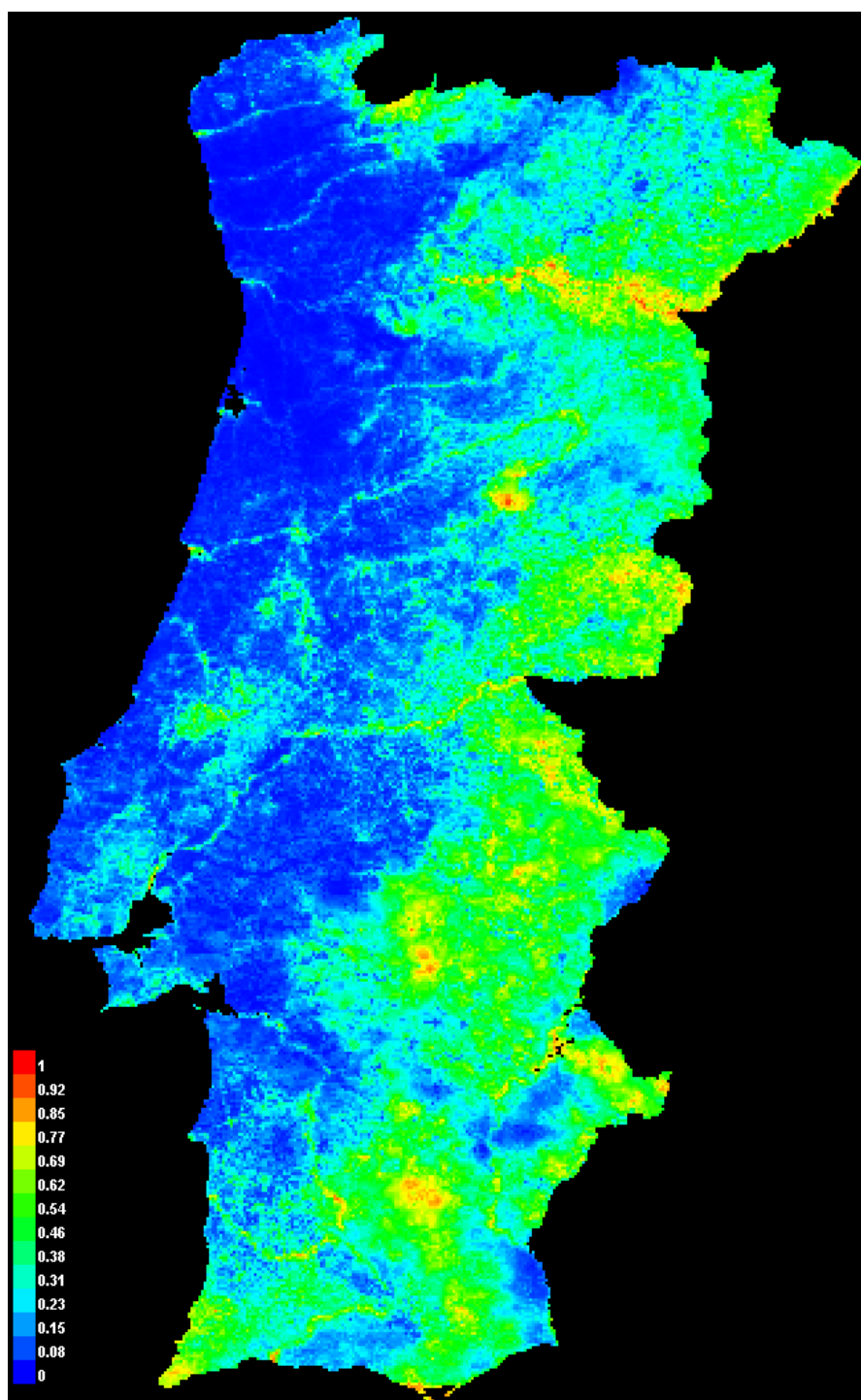
➤ Figura 13 - Para *Falco tinnunculus* na época de dispersão



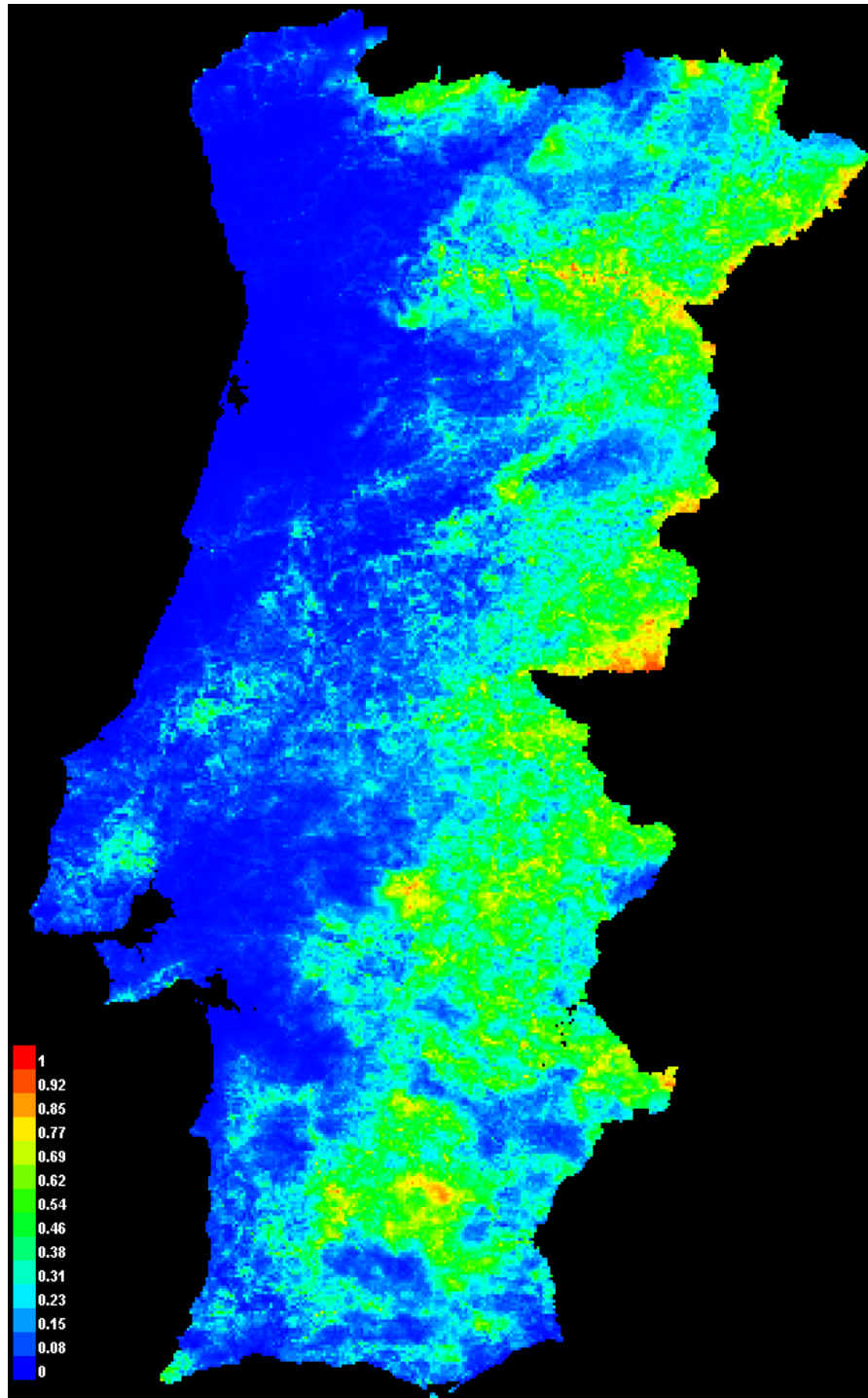
➤ Figura 14 - Para *Falco tinnunculus* na época de reprodução



➤ Figura 15 - Para *Gyps fulvus* na época de dispersão

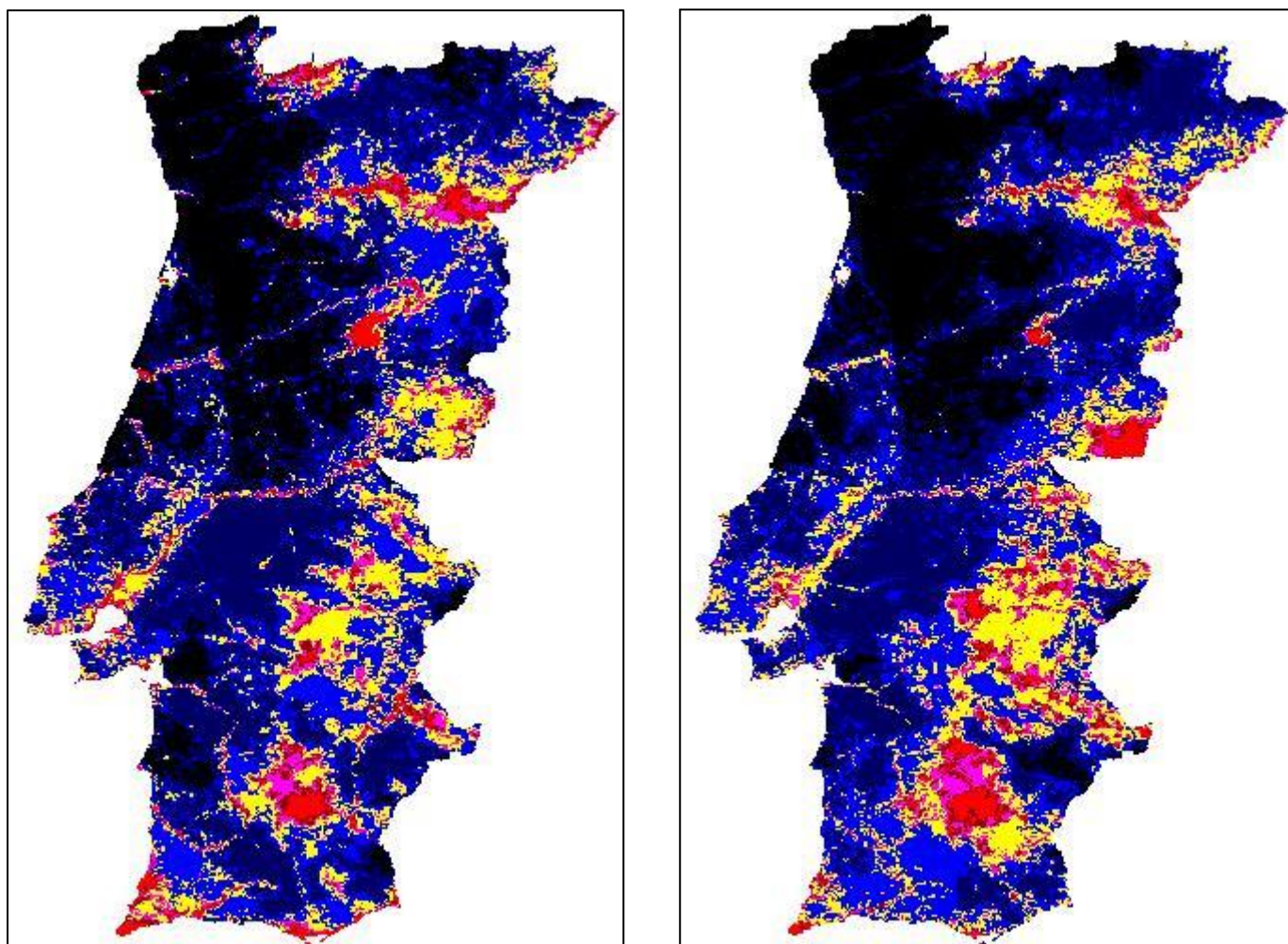


➤ Figura 16 - Para *Gyps fulvus* na época de reprodução



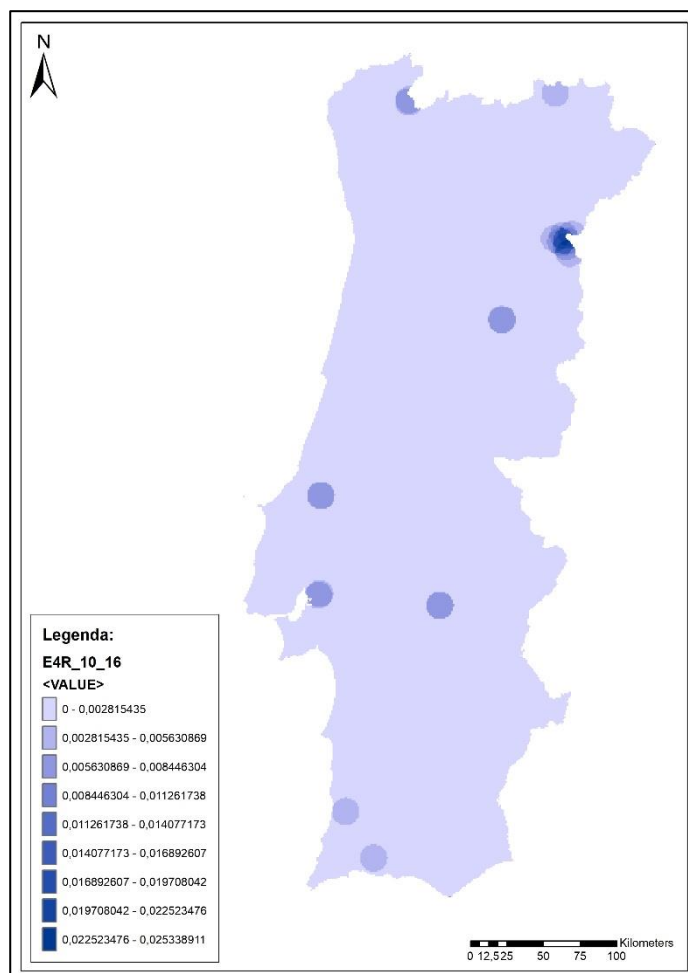
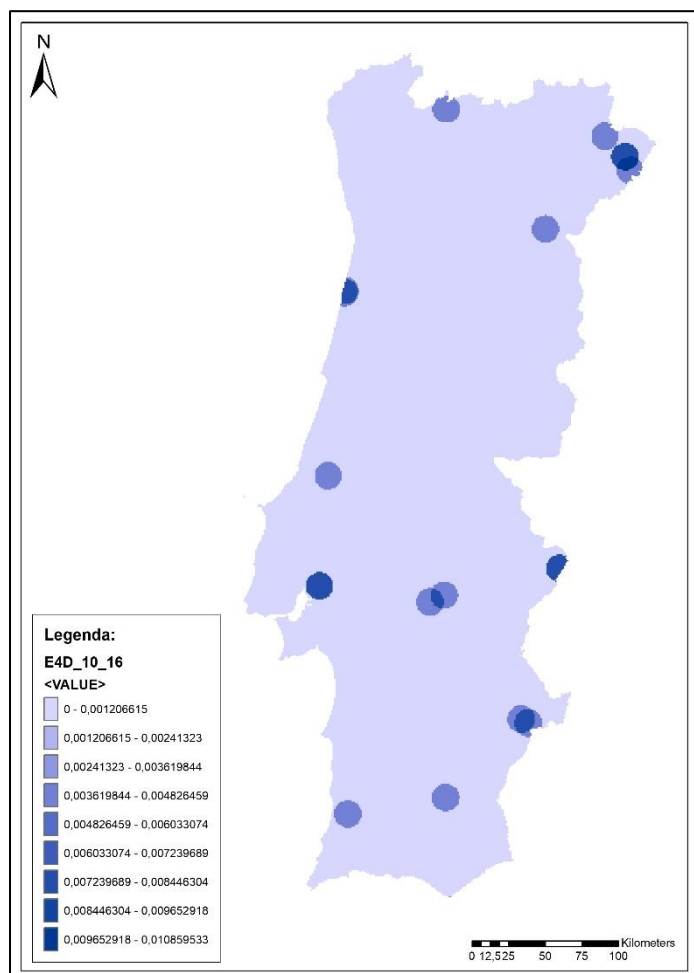
Nota/Legenda: A barra vertical que é apresentada no canto inferior esquerdo das 8 previsões da ocorrência das 4 espécies em estudo, para as respectivas épocas de reprodução e dispersão no intervalo temporal 2010-2016 representa a adequabilidade de habitat para cada espécie, que varia entre 0 e 1. Os valores próximos de 1 são representados por cores próximas do vermelho e os valores próximos de 0 por cores próximas do azul-escuro.

- Imagens das previsões resultantes da inclusão do Índice de Sensibilidade à eletrocussão e dos modelos de adequabilidade de habitat das 4 espécies em estudo para as épocas respectivas de dispersão (à esquerda – Figura 17) e de reprodução (à direita – Figura 18) no intervalo temporal de 2010-2016, no sistema de priorização (*Zonation*):



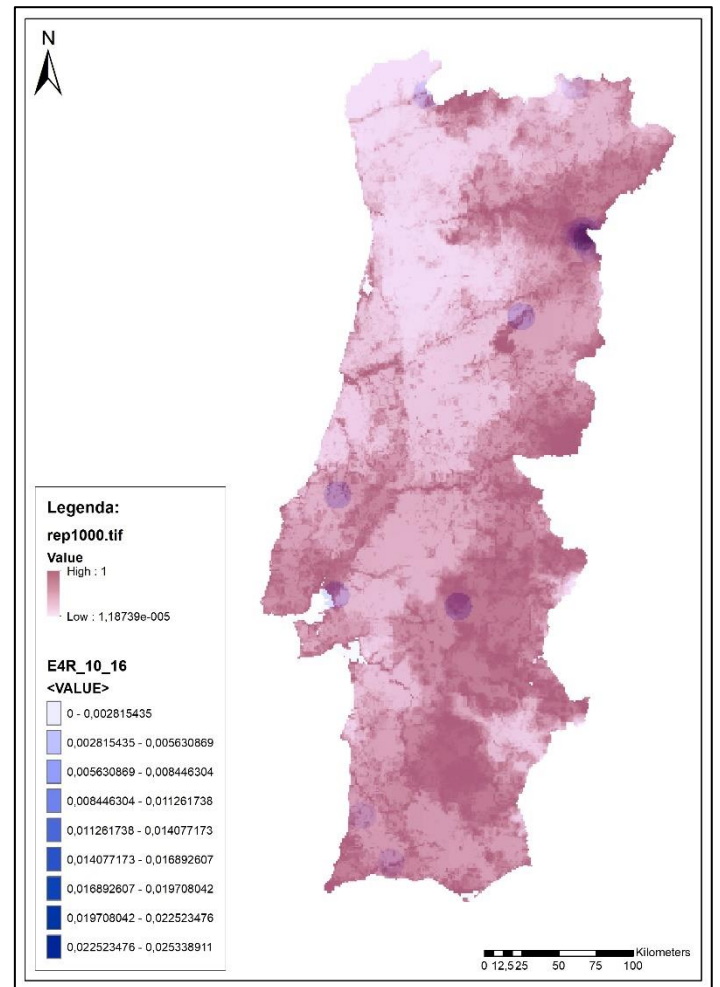
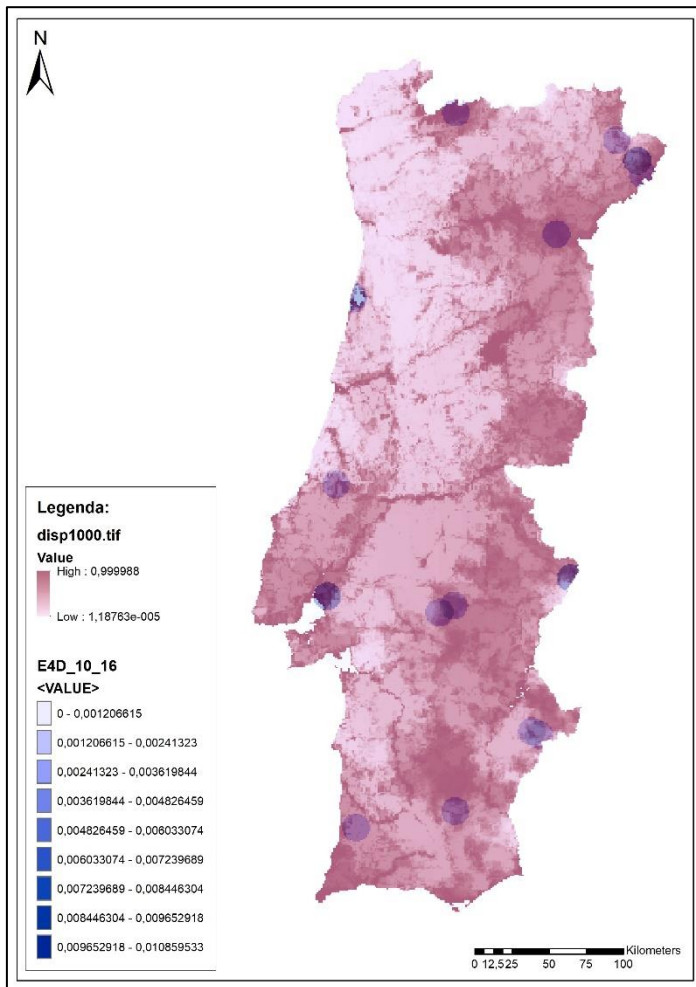
Nota: Os 2 mapas acima desta nota representam o processo de priorização feito pelo *Zonation* para cada época fenológica no intervalo temporal 2010-2016. As zonas do mapa a vermelho representam zonas com valores elevados de priorização e as zonas do mapa a preto representam zonas com valores mais baixos de priorização espacial de conservação.

- Mapas de densidade de registos de eletrocussão das 4 espécies em estudo para as épocas respetivas de dispersão (à esquerda – Figura 19) e de reprodução (à direita – Figura 20) no intervalo temporal de 2010-2016:



Nota: A tonalidade azul dos círculos no mapa representam zonas com valores diferentes densidade de registos de mortalidade por eletrocussão para as 4 espécies em estudo, nas épocas de dispersão e reprodução para o intervalo temporal 2010-2016 – a azul mais claro, valores de densidade mais baixos e a azul mais escuro, valores de densidade mais elevados.

- Mapas resultantes da sobreposição da priorização dos modelos preditivos de ocorrência das 4 espécies em estudo com os *hotspots* de mortalidade por eletrocussão para as 4 espécies em estudo nas épocas de dispersão (à esquerda – Figura 21) e de reprodução (à direita – Figura 22) no intervalo temporal de 2010-2016):



Nota: *disp1000.tif* – Priorização dos modelos de adequabilidade de habitat das 4 espécies em estudo para a época de dispersão no intervalo temporal 2010-2016; *rep1000.tif* - Priorização dos modelos de adequabilidade de habitat das 4 espécies em estudo para a época de reprodução no intervalo temporal 2010-2016; *E4d_10_16* - Mapa com os *hotspots* de mortalidade por eletrocussão das 4 espécies em estudo para a época de dispersão no intervalo temporal 2010-2016; *E4R_10_16* – Mapa com os *hotspots* de mortalidade por eletrocussão das 4 espécies em estudo para a época de reprodução no intervalo temporal 2010-2016

4. Discussão

De forma semelhante à secção dos resultados, também esta secção está subdividida em 3 pontos:

- Modelação de adequabilidade de habitat das 4 espécies de Accipitriformes em estudo para as épocas respetivas de dispersão e reprodução no intervalo temporal 2010-2016, através do *MaxEnt*

Tendo em conta os resultados relativos a esta análise é possível constatar que relativamente ao modelo obtido para *Buteo buteo* durante a época de dispersão (Figura 9), verifica-se uma maior adequabilidade na metade norte de Portugal Continental relativamente à metade sul. Verificam-se também alguns valores de adequabilidade próximos de um (zonas avermelhadas) perto da Serra Estrela assim como nas zonas próximas das margens dos rios (a jusante). Relativamente ao modelo obtido para a mesma espécie durante a época de reprodução (Figura 10), verifica-se uma maior adequabilidade na zona litoral de Portugal Continental assim como na zona jusante de rios. Verifica-se também uma menor adequabilidade de habitat nos extremos Nor-Noroeste e Su-Sudeste de Portugal Continental.

Em relação ao modelo obtido para *Circaetus gallicus* durante a época de dispersão (Figura 11), regista-se uma maior adequabilidade no interior e na região sul de Portugal Continental relativamente à metade norte e à zona litoral. Verificam-se também alguns valores próximos de 1 (a vermelho) perto da Serra da Estrela, na costa Algarvia toda (com os maiores valores a registarem-se em Sagres) a montante do rio Douro e no rio Tejo. No que se refere ao modelo equivalente para a época de reprodução (Figura 12), continua a registar-se uma adequabilidade mais baixa na metade norte e litoral de Portugal Continental relativamente à metade interior de Portugal Continental, ao Algarve e Alentejo. Novamente verificam-se alguns valores próximos de 1 perto da Serra da Estrela e na Zona do Geopark Naturtejo da Meseta Meridional – Geoparque mundial da UNESCO (Castelo Branco).

No que diz respeito ao modelo obtido para *Falco tinnunculus* na época de dispersão (Figura 13), regista-se uma maior adequabilidade na zona litoral relativamente ao interior

de Portugal Continental. Verifica-se uma zona com valores de adequabilidade próximos de 1 perto da Serra da Estrela. No que respeita ao modelo obtido para a mesma espécie, na época de reprodução (Figura 14) regista-se uma menor adequabilidade na zona interior norte de Portugal e uma maior na zona de costa (litoral) e em zonas próximas das margens dos rios (a jusante).

Relativamente ao modelo obtido para *Gyps fulvus* na época de dispersão (Figura 15), verifica-se uma maior adequabilidade no interior de Portugal Continental que contrasta com a zona litoral com valores mais baixos (a azul escuro, que também ocorrem em algumas zonas do interior). Verificam-se também zonas correspondentes a valores de adequabilidade próximos de 1 na zona montante do rio Douro. No que se refere ao modelo equivalente para a época de reprodução (Figura 16), regista-se maiores valores de adequabilidade no interior de Portugal Continental com a ocorrência de zonas correspondentes a valores próximos de 1 também a montante do rio Douro e na zona do Geopark Naturtejo da Meseta Meridional – Geoparque mundial da UNESCO (Castelo Branco).

Para estes 8 modelos registam-se valores de AUC (*mean* ou *test*) entre 0,658 - o valor mais baixo, no modelo de adequabilidade de *Buteo buteo* na época de dispersão - e 0,823 - o valor mais elevado, no modelo de adequabilidade de *Gyps fulvus* na época de reprodução (Anexo II). No geral (nos 128 modelos teste, onde estão incluídos os 8 modelos escolhidos nos resultados deste trabalho), os maiores valores de AUC (*mean* ou *test*) registaram-se para *Gyps fulvus*, seguido de *Falco tinnunculus*, depois *Circaetus gallicus* e por fim *Buteo buteo*. Relativamente aos testes de Jackknife realizados (Anexo III), verifica-se que:

- A variável mais importante para qualquer um dos 8 modelos, por si só não consegue explicar na totalidade as previsões obtidas da modelação de adequabilidade para cada espécie em cada época (Anexo III);
- Quando a variável com mais importância para qualquer um dos 8 modelos é retirada, o *test gain* do modelo respetivo aumenta (Anexo III).

Adicionalmente, verifica-se que para mais de metade (62,5) dos modelos que estão presentes na secção de resultados, a altitude é a variável mais importante para as respetivas modelações. Nos modelos de adequabilidade de habitat de *Circaetus gallicus* na época de reprodução e de *Gyps fulvus* na época de dispersão, a altitude é a quarta e a sétima variável com mais importância para a modelação das 2 espécies, respetivamente (Anexo III) – isto confirma em grande parte a veracidade da Hipótese 1. Verifica-se também que a altitude é a variável com mais percentagem de contribuição relativa para 62,5% dos modelos de adequabilidade de habitat (Anexo IV).

Tendo em conta os resultados obtidos, é possível afirmar que os valores mais elevados de AUC registaram-se nos modelos de adequabilidade de habitat de *Gyps fulvus* em ambas as épocas visto que *Gyps fulvus* tem uma ocorrência mais restrita em Portugal Continental, que *a priori* é mais fácil de modelar. Os valores mais baixos de AUC registaram-se nos modelos de adequabilidade de habitat para *Buteo buteo* em ambas as épocas visto que esta espécie é muito comum, tendo uma ocorrência mais generalizada em Portugal Continental – deste modo, a sua distribuição vai ser mais difícil de modelar tendo em conta que é uma espécie com requisitos ecológicos menos claros. Os valores de AUC para os modelos de adequabilidade de habitat em ambas as épocas para *falco tinnunculus* foram mais elevados relativamente a *Circaetus gallicus* que tem uma ocorrência em Portugal Continental mais restrita do que a anterior.

Isto implica que um estudo detalhado da ecologia das espécies é uma fase muito importante na modelação ecológica porque irá ditar uma quantidade suficiente de variáveis que irá “cobrir” e modelar a grande maioria dos dados de ocorrência de uma espécie. Por sua vez isto significa que, se as variáveis determinadas para modelar a ocorrência de uma espécie não corresponderem à maioria dos requisitos ecológicos da espécie alvo de modelação isso vai resultar num valor mais baixo de AUC do modelo em questão e numa maior *omission rate*, ou seja uma taxa maior de células com uma adequabilidade de habitat muito baixa porque não estão reunidas condições ambientais suficientes para modelar a ocorrência dessa espécie nessas células.

Assim e tendo em conta os modelos de adequabilidade de habitat obtidos neste trabalho, pode sugerir-se:

- Usar uma quantidade mais pequena de variáveis que tenham de facto muita importância na ecologia da espécie (ou espécies) cuja ocorrência irá ser modelada;
- Considerar conjuntos de variáveis ambientais reunidas sob uma mesma categoria (reunir dados de variáveis de espécies arbóreas florestais numa só variável, por exemplo);
- Reduzir a área de estudo alvo de modelação ecológica;
- Incluir mais algumas variáveis modeladoras climáticas (neste trabalho foram só incluídos dados médios de NDVI) visto que os seres vivos adequam a sua biologia e ecologia face a mudanças climáticas e condições climatéricas desfavoráveis.

- Inclusão do Índice de Sensibilidade à eletrocussão e dos modelos de adequabilidade de habitat das 4 espécies de Accipitriformes em estudo para as épocas respetivas de dispersão e reprodução no intervalo temporal de 2010-2016, no sistema de priorização (*Zonation*)

No que diz respeito aos resultados obtidos para esta parte da análise dos mesmos, é possível constatar que existe uma maior quantidade de áreas prioritárias para conservação (a magenta, vermelho escuro e vermelho claro) para a época de reprodução - comparativamente com a época de dispersão (Figuras 17 e 18). Estas zonas que correspondem a 10% do espaço priorizado (Moilanen et al. 2014) verificam-se mais na zona interior de Portugal Continental para ambas as épocas e contrastam com as zonas a preto, azul-escuro e azul-claro (por esta ordem) que representam 75% do espaço priorizado. Por sua vez isto significa que 75% do espaço estudado possui os valores de priorização de conservação mais baixo, sendo que estas zonas verificam-se mais na zona litoral de Portugal Continental (para ambas as épocas). Tendo estes aspetos em conta, conclui-se que não se verifica a veracidade da Hipótese 2.

Os resultados obtidos na priorização refletem o modo como se processa toda a priorização, inclusivamente a probabilidade de ocorrência registada nos modelos de adequabilidade de habitat para cada espécie e épocas em estudo, assim como o peso dado a cada espécie que é idêntico para as 2 épocas em estudo. Isto deve-se sobretudo ao modo como o algoritmo escolhido, que remove as células, opera durante a priorização – neste caso, o *cell removal rule* ABF - *Additive benefit function*. Assim, e tendo em conta que este algoritmo dá mais importância a células com valores de riqueza específica maiores (Moilanen et al. 2014) e trata a probabilidade de ocorrência das espécies em cada célula e o peso atribuído para cada espécie como sendo “aditivos” (Moilanen et al. 2007) e visto que células com mais riqueza específica contendo espécies com uma probabilidade de ocorrência mais elevada são mantidas durante mais tempo durante o processo de priorização (Lehtomäki et al. 2014), o processo de priorização vai manter durante mais tempo células em que ocorrem as 4 espécies, com elevadas probabilidades de ocorrência – isto significa que uma célula em que ocorram apenas *Gyps fulvus* e *Circaetus gallicus* será removida mais cedo do que uma contendo *Gyps fulvus*, *Circaetus gallicus* e *Falco*

tinnunculus, mesmo que na anterior se registem probabilidades elevadas de ocorrência para cada espécie, devido à sua elevada riqueza específica que é a base do funcionamento do algoritmo ABF. Durante o processo, este algoritmo aplica esse princípio que é balanceado pela probabilidade de ocorrência das espécies assim como o seu peso em cada célula resultante da sobreposição dos modelos de adequabilidade de habitat usados para o efeito. Com o uso deste algoritmo, o nível de priorização de cada célula analisada é resultado de um valor que por sua vez provém da soma do valor das espécies que estão contidas em cada célula, fazendo com que sejam produzidos mapas com uma priorização espacial de conservação mais balanceada/equilibrada (Moilanen et al. 2014).

Note-se no entanto que, nos mapas de priorização obtidos não foi incluído um parâmetro de incerteza derivado da modelação de adequabilidade de habitat efetuada neste trabalho – como tal, não se pode considerar que os mapas de priorização sejam muito precisos.

Ainda dentro do âmbito desta parte da análise dos resultados obtidos, pode-se sugerir uma abordagem semelhante ao modelo de priorização realizado, que consiste em elaborar modelos preditivos da priorização do espaço em estudo, mas por espécie e época fenológica (no mesmo intervalo temporal) em que seja incluído um peso calculado para cada espécie em cada época, resultante da incorporação de um parâmetro no Índice de Sensibilidade à eletrocussão relacionada com a susceptibilidade à eletrocução entre épocas fenológicas.

- Sobreposição da priorização dos modelos de adequabilidade das 4 espécies em estudo para as épocas de dispersão e reprodução no intervalo temporal 2010-2016 com o mapa de densidade de registos de mortalidade por eletrocussão no mesmo intervalo temporal para as 4 espécies em estudo nas mesmas épocas

Através dos resultados relativos a esta parte da análise, regista-se um maior número de *hotspots* de registos de mortalidade por eletrocussão para a época de dispersão, sendo que os maiores valores estão associados a áreas húmidas, como o estuário do rio Tejo ou a ria de Aveiro (Figura 19) – isto deve-se a um maior número de registos de mortalidade por eletrocussão de indivíduos de *Buteo buteo* nesta época.

Contrariamente, verifica-se uma menor densidade de registos de mortalidade por eletrocussão para a época de reprodução, sendo que para esta época os valores mais elevados registam-se na região de fronteira com Espanha onde o rio Douro entra em Portugal Continental (Figura 20) – isto é resultado de uma maior quantidade de registos de mortalidade por eletrocussão de *Circaetus gallicus* e *Gyps fulvus* nessa zona. Com isto, é de se notar que o número de *hotspots* de mortalidade por eletrocussão para a época de dispersão é superior ao número de *hotspots* para a época de reprodução, mesmo não havendo registos de mortalidade por eletrocussão na época de dispersão, para *Gyps fulvus*. É de se notar também que dos 70 registos totais de mortalidade por eletrocussão obtidos entre 2010 e 2016, apenas 39 foram usados para criar o mapa de *hotspots* – 20 para a época de reprodução e 19 para a época de dispersão.

Deste modo e tendo em conta o que foi escrito anteriormente, regista-se uma maior sobreposição do mapa de densidade de registos de mortalidade por eletrocussão obtidos entre 2010 e 2016, para a época de dispersão com o mapa de priorização obtido para a mesma época, comparativamente com a época de reprodução – o que leva à confirmação da veracidade da hipótese 3.

No que diz respeito à sobreposição do mapa de priorização com o mapa de densidade de registos de mortalidade por eletrocussão para a época de reprodução, verifica-se uma maior sobreposição com a zona de maior densidade de registos de mortalidade por eletrocussão que corresponde à zona onde o rio Douro entra em Portugal

Continental. Por sua vez, essa zona sobrepõe-se com uma área associada a valores elevados de priorização de conservação e que coincide com uma parte do Parque Natural do Douro Internacional. Deste modo e conjugando esta informação com o facto de se saber que a SPEA em colaboração com a EDP distribuição e a Iberdrola procede à realização de programas de correção de linhas elétricas no Parque Natural do Douro Internacional no âmbito do projeto *Life Rupis* (que tem como objetivo a conservação das populações de *Neophron percnopterus* e *Aquila fasciata*), pode-se depreender que:

- A zona que pertence ao Parque Natural do Douro internacional onde se verifica uma maior densidade de registos de eletrocussão ainda não foi alvo de medidas de correção de linhas/medidas de mitigação de ocorrência de eletrocussão;
- Ou as eventuais medidas de mitigação aplicadas nessa zona não abrangem os *hotspots* de mortalidade por eletrocussão de *Gyps fulvus* e *Circaetus gallicus*, pelo facto de o projecto *Life Rupis* não visar a proteção destas 2 espécies.

No mapa resultante para a sobreposição da priorização com os *hotspots* de registos de mortalidade por eletrocussão para a época de dispersão, regista-se uma maior sobreposição das áreas de elevada sensibilidade à eletrocussão com registos de mortalidade para *Buteo buteo*, assim como um *hotspot* para registos de mortalidade por eletrocussão para *Circaetus gallicus* que também coincide com uma área de priorização elevada, que por sua vez também corresponde à entrada do rio Douro em Portugal Continental (fazendo parte do Parque Natural do Douro Internacional) – isto, e tendo em conta o que foi escrito anteriormente, leva de novo a pensar que muito provavelmente, as eventuais medidas de *retrofitting* anti-eletrocussão que terão sido aplicadas no âmbito do Protocolo Avifauna/Projecto *Life Rupis* não visaram os *hotspots* de mortalidade por eletrocussão de *Circaetus gallicus* no período temporal em estudo (que é posterior ao início do Protocolo Avifauna e que inclui apenas 2 dos 5 anos do Projecto *Life Rupis*). O mesmo já não se aplica aos *hotspots* de mortalidade por eletrocussão de *Buteo buteo*, tendo em conta que se trata de uma espécie muito comum com um estatuto de conservação de baixa preocupação, o que leva a que não sejam tomadas medidas de mitigação anti-eletrocussão que visem a proteção desta espécie.

No entanto, mais uma vez e à semelhança do ponto de discussão anterior, é necessário notar que estas suposições são estabelecidas com base num baixo grau de certeza devido ao facto de não haver um mapa de incerteza associado aos mapas de priorização elaborados, que incluísse um parâmetro de incerteza associado à modelação de adequabilidade de habitat das 4 espécies em estudo. De qualquer forma, esta análise pode levar (ou não) a uma reconsideração do âmbito do projecto *Life Rupis*, visto que:

- O estatuto nacional de conservação de *Gyps fulvus* e *Circaetus gallicus* é Quase Ameaçado;
- Estas espécies registam uma grande adequabilidade de habitat que corresponde em parte às áreas de elevada sensibilidade/prioritárias para a conservação destas 2 espécies.

O mesmo se pode aplicar ao Protocolo Avifauna, nomeadamente ao nível das medidas de mitigação à eletrocussão implementadas no âmbito deste projeto. Por fim e no âmbito desta parte da análise dos resultados deste trabalho, pode-se sugerir, a elaboração da sobreposição dos mapas de priorização com mapas construídos através de um SIG com a localização e a delimitação geográfica das zonas de Portugal Continental criadas com o propósito da conservação da biodiversidade (*Important Bird Areas* e outros) para se perceber se há sobreposição entre a priorização espacial de conservação realizada e o mapa daquilo que se verifica na realidade, do ponto de vista da localização atual das zonas criadas para a conservação da biodiversidade em Portugal Continental ou então, a sobreposição do mapa de densidade de registos de mortalidade por eletrocussão e o mapa com a localização e delimitação geográfica das zonas de Portugal Continental criadas com o propósito da conservação da biodiversidade, para se perceber se ocorrem registos de mortalidade por eletrocussão nessas áreas e se essas mesmas áreas desempenham a sua função corretamente.

5. Considerações finais sobre o trabalho

Como demonstrado na discussão dos resultados obtidos nesta dissertação e fazendo conexão com os objetivos da mesma, torna-se evidente que:

- Para efetuar um estudo de priorização espacial de conservação que resulte na tomada de medidas de mitigação contra a ocorrência de eletrocução mais concretas (do ponto de vista das espécies e/ou do espaço alvo de estudo) é necessário uma escolha bem pensada da espécie (ou espécies) e do espaço alvo de priorização. Consequentemente, isto implica que os objetivos da priorização espacial de conservação assim como os objetivos inerentes de cada método e critérios de priorização e/ou modelação usados sejam claramente estabelecidos (Lehtomäki and Moilanen, 2013; Moilanen et al. 2014), porque existem muitos detalhes que influenciam a eficiência dos processos de priorização e/ou modelação efetuadas. Por sua vez, isto requer uma boa modelação da adequabilidade de habitat da espécie (ou espécies) alvo de estudo (que é uma das bases do processo de *Zonation*), que exige uma boa caracterização da espécie alvo de estudo nomeadamente ao nível dos seus requisitos ecológicos – desta forma, podem ser selecionadas variáveis de modelação da adequabilidade de habitat de uma espécie (ou espécies) em estudo que cubram todos os pontos de ocorrência da espécie alvo de modelação, resultando num valor de AUC maior mas sem no entanto atingir uma situação de *overfitting*;
- Os resultados obtidos através da priorização espacial de conservação ao nível mais básico do uso do *Zonation* (como a que foi elaborada neste trabalho) não representam produtos finais, funcionando como instrumentos base para a tomada de decisões nesse âmbito e/ou base de comparação com modelos de priorização mais complexos (Moilanen et al. 2014);
- Tudo isto, faz com que este tipo de trabalhos seja alvo de múltiplas discussões e/ou revisões devido ao facto de poderem ser usados diversos parâmetros de análise assim como várias espécies de vários *taxa* e variáveis ambientais modeladoras, tanto na priorização do espaço através do *Zonation* e/ou na modelação com o uso do *MaxEnt* – neste caso, a discussão dos resultados limitou-

se a 3 pontos de análise que foram estabelecidos devido ao fator tempo que limitou a complexidade da análise aos resultados do trabalho. A quantidade de parâmetros testados tanto no *MaxEnt* como no *Zonation* também ficou limitada pela mesma razão.

Por fim, é necessário evidenciar que este tipo de estudos deverá ser mais frequente no futuro (tanto para o problema da eletrocussão como para outros impactos negativos da ação humana na biodiversidade) tendo em conta que se prevê que o problema da mortalidade por eletrocussão de espécies de Accipitriformes (e outras afetadas pelo mesmo problema), comece a aumentar nas próximas décadas, sobretudo nos países em desenvolvimento onde o estudo da mortalidade de aves por eletrocussão e a aplicação de medidas de mitigação ao problema está muito mal estudada (Bevanger 2008). Isto implica que:

- Biólogos, conservacionistas e engenheiros têm de (continuar a) trabalhar em conjunto para atingir objetivos comuns - uma distribuição de energia fiável e uma rede elétrica segura para as aves (Bevanger 2008; BirdLife International on behalf of the Bern Convention 2003) - seja devido ao facto de haver companhias de distribuição que não estão cientes do problema ou que não querem aplicar medidas (Prinsen et al. 2012) ou pelo simples facto de ser necessário chegar a um consenso na aplicação de medidas de *retrofitting* em áreas que são consideradas *hotspots* de mortalidade por eletrocussão de aves e/ou em que ocorram espécies em perigo ou de medidas de mitigação na construção de novos apoios e linhas elétricas – que se revelam mais proveitosas para todos os intervenientes, do que as primeiras (Chevallier et al. 2015);
- Todos os países devem criar legislação eficiente contra o problema (Bevanger 2008; BirdLife International on behalf of the Bern Convention 2003);
- Os respetivos governos e organizações trabalhem também em conjunto para a aplicação de estratégias que otimizem a mitigação da mortalidade por eletrocussão em aves (Manosa 2001 citado por Tintó et al. 2010);

- Haja uma cooperação internacional para estandardizar o *design* de estudos, programas de monitorização e protocolos realizados para fazer face ao problema da eletrocussão ou outros problemas relacionados com a conservação da biodiversidade (Amezian et *al.* 2015; Prinsen et *al.* 2012).

6. Referências

6.1 Bibliografia

- Amezian, M., Irizi, A., Errati, A., Loran, H., El Khamlichi, R., Morandini, V., González, D. G., Garrido, J. R. 2015. *Spanish Imperial Eagles and other eagles found electrocuted in Morocco and proposition of correction measures*;
- APLC. 2006. Avian Power Line Interaction Committee (APLIC). 2006. *Suggested Practices for Avian Protection on Power Lines: The State of Art in 2006*. Edison Electric Institute, APLIC and the California Energy Commission. Washington, D.C. and Sacramento, CA.;
- APLIC. 2012. Avian Power Line Interaction Committee (APLIC). 2012. *Reducing Avian Collisions with Power Lines: The State of the Art in 2012*. Edison Electric Institute and APLIC. Washington, D.C.;
- Bevanger 1994. *Bird interactions with utility structures: collision and electrocution, causes and mitigating measures*. IBIS 7 36. 412-425;
- Bevanger, K. & Brøseth, H.; 2004. *Impact of power lines on bird mortality in a subalpine area*. *Animal Biodiversity and Conservation*, 27.2: 67–77;
- BirdLife International. 2003. *Protecting Birds from Powerlines : a practical guide on the risks to birds from electricity transmission facilities and how to minimise any such adverse effects* (Report written by BirdLife International on behalf of the Bern Convention);
- BirdLife International. 2004. *Birds in the European Union: a status assessment*. Wageningen, The Netherlands: BirdLife International;
- BirdLife International. 2015. *European Red List of Birds*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities;
- BirdLife International. 2017. *European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities*. Cambridge, UK: BirdLife International;
- Bradbury G., Trinder M., Furness B., Banks A.N., Caldow R.W.G., et al. 2014. *Mapping Seabird Sensitivity to Offshore Wind Farms*. PLoS ONE 9(9)

- Bustamante, J. & Seoane, J.; 2004. *Predicting the distribution of four species of raptors (Aves: Accipitridae) in southern Spain: statistical models work better than existing maps*. Journal of Biogeography (J. Biogeogr.) (2004) 31, 295–306;
- Caetano, M., C. Igreja, F. Marcelino e H. Costa, 2017. *Estatísticas e dinâmicas territoriais multiescala de Portugal Continental 1995-2007-2010 com base na Carta de Uso e Ocupação do Solo (COS)*. Relatório Técnico. Direção-Geral do Território (DGT);
- Catry, P.; Costa, H.; Elias, G & Matias, R. (2010). *Aves de Portugal – Ornitologia do Território Continental*. Assírio & Alvim, Lisboa. ISBN 978-972-37-1494-4. pp. 273-321;
- Chevallier et al. 2015. *Retrofitting of power lines effectively reduces mortality by electrocution in large birds: an example with the endangered Bonelli's eagle*. Journal of Applied Ecology 2015, 52, 1465–147;
- Costa J., Infante S., 2011. *Monitorização e minimização dos impactes negativos resultantes da interação da avifauna e as linhas elétricas aéreas de alta e média tensão da EDP Distribuição* (Relatório Protocolo Avifauna III);
- Costa J., Infante S., Sillero A., Arquivo Quercus. 2010. *Protocolo Avifauna IV Relatório das atividades desenvolvidas*;
- Cramp, S. and Simmons, K.E.L. (eds.) (1980). *The Birds of the Western Palearctic*. Vol.2. ISBN 0-19-857505-X. pp. 73-300;
- Dahlgren et al. 2012. *Use of dogs in wildlife research and management*. Pages 140-153 in N. Silvy, editor, *Wildlife Techniques Manual*, Vol. 1, 7th ed. The Wildlife Society Inc., Washington, D.C., USA;
- Del Hoyo, J.; Elliott, A. & Sargatal, J. (eds.) (1994). *Handbook of the Birds of the World*. Vol.2. New World Vultures to Guinea-fowl. Lynx Edicions, Barcelona. ISBN 84-87334-15-6. pp. 127-260;
- Demerdzhiev et al. 2009. *Impact of Power Lines on Bird Mortality in Southern Bulgaria*. Acta zool. bulg., 61 (2), 2009: 175-183;

- Demerdzhiev. 2014. *Factors influencing Bird Mortality Caused by Power Lines within Special Protected Areas and undertaken Conservation*. Acta zool. bulg., 66 (2), 2014: 411-423;
- Di Minin E., Lehtomäki J., Pouzols F.M., Veach V. 2014. *A quick introduction to Zonation*;
- Dirzo et al. 2014. *Defaunation in the Anthropocen*. Science 25 July 2014. Vol. 345 Issue 6195;
- Estes et al. 2011. *Trophic Downgrading of Planet Earth*. Science July 2011. Vol. 333;
- Guerrero-Casado et al. 2013. *Modelling the nesting-habitat of the Cinereous Vulture Aegypius monachus on a fine scale for conservation purposes*. Bird Study, 60:4, 533-538;
- Guil F., Fernández-Olalla M., Moreno-Opo R., Mosqueda I., Gómez M.E. et al. 2011. *Minimising Mortality in Endangered Raptors Due to Power Lines: The Importance of Spatial Aggregation to Optimize the Application of Mitigation Measures*. PLoS ONE 6(11): e28212;
- Guil F., Colomer M.À., Moreno-Opo R., Margalida A., 2015. *Space–time trends in Spanish bird electrocution rates from alternative information sources*. Global Ecology and Conservation 3 (2015) 379–388;
- Hernández-Matías A., Real J., Parés F., Pradel R., 2015. *Electrocution threatens the viability of populations of the endangered Bonelli's Eagle (Aquila fasciata) in Southern Europe*. Biological Conservation 191(2015) 110 –116;
- Infante S., Costa J., Alves S., Moreira R., Barajas I., Ponga A. 2013. *Protocolo Avifauna V – Relatório técnico final*;
- Infante S., Barajas I., Costa J., Hoppe M., Silva R., Alcazar R., 2015. *Protocolo Avifauna VI – Relatório final das atividades desenvolvidas*;
- Jaime Sousa. 2017. *Eletrocução de aves em apoios da rede elétrica e métodos de correção* (Dissertação de Mestrado em Biologia da Conservação, FCUL);
- Janss G.F.E., 2000. *Avian mortality from power lines: a morphologic approach of a species-specific mortality*. Biological Conservation 95 (2000) 353-359;

- João Pedro Dâmaso Neves. 2010. *Impacto da Rede de Distribuição Elétrica nas Aves Selvagens em Portugal* (Dissertação de Mestrado em Biologia Aplicada, Universidade de Aveiro);
- Kruyt et al. 2014. *Hummingbird wing efficacy depends on aspect ratio and compares with helicopter rotors*. J. R. Soc. Interface 11: 20148505;
- Lehtomäki J., Moilanen A., 2013. *Methods and workflow for spatial conservation prioritization using Zonation*. Environmental Modelling & Software 47 (2013) 128-137;
- Lodenius M., Solonen T., 2013. *The use of feathers of birds of prey as indicators of metal pollution*. Springer;
- López-López P., García-Ripollés C., Soutullo Á., Cadahía L., Urios V., 2007. *Identifying potentially suitable nesting habitat for golden eagles applied to 'important bird areas' design*. Animal Conservation 10 (2007) 208–218;
- López-López P, Ferrer M, Madero A, Casado E, McGrady M. 2011. *Solving Man-Induced Large-Scale Conservation Problems: The Spanish Imperial Eagle and Power Lines*. PLoS ONE 6(3): e17196;
- Loss SR, Will T, Marra PP. 2014. *Refining Estimates of Bird Collision and Electrocution Mortality at Power Lines in the United States*. PLoS ONE 9(7): e101565;
- Loss SR, Will T, Marra PP. 2015. *Direct Mortality of Birds from Anthropogenic Causes*. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 2015. 46:99–120;
- Moilanen et al. 2014. *Spatial Conservation Planning Methods and Software – Zonation - Version 4*;
- Moilanen A. *Landscape zonation, benefit functions and target-based planning: Unifying reserve selection strategies*. Biological Conservation 134 (2007) 571-579;
- Muñoz A.R., Real R., Barbosa A.M., Vargas J.M., 2005. *Modelling the distribution of Bonelli's eagle in Spain: implications for conservation planning*. (Diversity Distrib.) (2005) 11, 477–486;

- Neves J., Infante S., 2009. *Monitorização e minimização dos impactes das linhas elétricas aéreas de alta e média tensão e a avifauna* (Relatório Protocolo Avifauna II);
- Palma L., 2012. *A preliminary overview of monitoring for raptors in Portugal*. *Acrocephalus* 33 (154/155): 309–313, 2012;
- Paula et al. 2018. *Comparing Field Methods Used to Determine Bird and Bat Fatalities*. Springer International Publishing AG 2018. M. Mascarenhas et al. (eds.), *Biodiversity and Wind Farms in Portugal*;
- Pérez-García et al. 2011. *Conserving outside protected areas: Edge effects and avian electrocutions on the periphery of Special Protection Areas*. *Bird Conservation International*, 21, pp 296–302;
- Pérez-García et al. 2017. *Using risk prediction models and species sensitivity maps for large-scale identification of infrastructure-related wildlife protection areas: The case of bird electrocution*. *Biological Conservation* 210 (2017) 334–342;
- Phillips, S. J., 2017. *A Brief Tutorial on Maxent*.
- Pievani T., 2014. *The sixth mass extinction: Anthropocene and the human impact on biodiversity*. Springer *Rend. Fis. Acc. Lincei* (2014) 25:85–93;
- Polat et al. 2016. *An overview of bird related issues in electrical power systems*. *IOP Conf. Series: Materials Science and Engineering* 161 (2016) 012091;
- Prinsen, H.A.M., Smallie, J.J., Boere, G.C. & Pires, N. (Compilers), 2012. *Guidelines on How to Avoid or Mitigate Impact of Electricity Power Grids on Migratory Birds in the African-Eurasian Region*. AEWA Conservation Guidelines No. 14, CMS Technical Series No. 29, AEWA Technical Series No. 50, CMS Raptors MOU Technical Series No. 3, Bonn, Germany;
- Radosavljevic A., Anderson, R.P., 2014. *Making better MaxEnt models of species distributions: complexity, overfitting and evaluation*. *Journal of Biogeography* 41, 629–643;
- Rodríguez J.P., Lluís B., Bustamante J., Seoane J., 2007. *The application of predictive modelling of species distribution to biodiversity conservation*. *Diversity and Distributions, (Diversity Distrib.)* (2007) 13, 243–251;

- Rubolini D., Gustin M., Bogliani G., Garavaglia R., 2005. *Birds and powerlines in Italy: an assessment*. Bird Conservation International, 15, pp 131-145;
- Infante S., Neves J., Ministro J., Brandão R., 2005. *Estudo sobre o Impacto das Linhas Elétricas de Média e Alta Tensão na Avifauna em Portugal* (Relatório Protocolo Avifauna I);
- Seoane J., Viñuela J., Díaz-Delgado R., Bustamante J., 2003. *The effects of land use and climate on red kite distribution in the Iberian Peninsula*. Biological Conservation 111 (2003) 401–414;
- Svenson, L.; Mullarney, K.; Zettustrom, D. (2012). *Guia de Aves*. 2ª Edição. Assírio & Alvim, Porto Editora. ISBN 978-972-0-79214-3. pp. 88-222;
- Tapia L., Domínguez J., Rodríguez L., 2006. *Modelling habitat use and distribution of golden eagles *Aquila chrysaetos* in a low-density area of the Iberian Peninsula*. Biodivers. Conserv. (2007) 16:3559–3574;
- Thaxter et al. 2010. *Influence of wing loading on the trade-off between pursuit-diving and flight in common guillemots and razorbills*. The Journal of Experimental Biology 213, 1018-1025;
- Tintó A., Real J., Mañosa S., 2010. *Predicting and Correcting Electrocution of Birds in Mediterranean Areas*. Journal of Wildlife Management 74(8):1852–1862; 2010;
- Young N., Carter L., Evangelista P., 2011. *A MaxEnt Model v3.3.3e Tutorial*;

6.2 Webgrafia

- rupis.pt/pt/
- <http://download.geofabrik.de/europe/portugal.html>
- <http://epic-webgis-portugal.isa.ulisboa.pt/>
- <http://mapas.dgterritorio.pt/geoportal/catalogo.html>
- <http://plantecology.syr.edu/fridley/bio793/maxent.html>
- <http://www.bioinsight.pt/single-post/2015/02/25/Using-dogs-to-search-for-bats-and-birds>
- <http://www.spea.pt/pt/estudo-e-conservacao/projetos/linhas-eletricas-continente/os-projetos/>
- <http://www.spea.pt/pt/participar/grupos-de-trabalho/aguia-de-bonelli/>
- <http://www2.icnf.pt/portal/pn/biodiversidade/patrinatur/lvv/resource/doc/tab-class-spp/aves>
- <https://ebird.org/portugal/about>
- <https://www.iucnredlist.org/>
- <https://www.noaa.gov/>
- <https://search.earthdata.nasa.gov/search>

7. Glossário de termos técnicos

Associado aos Sistemas de Informação Geográfica (*ArcGIS - ArcMap*), *MaxEnt* e *Zonation*:

- *Cell removal rule* – Trata-se de um parâmetro do *Zonation* onde se procede à escolha do modo como os pixéis serão removidos durante a priorização espacial de conservação;
- *Cell size* – Trata-se do tamanho (neste em caso em quilómetros) de cada pixel que compõe um *raster*;
- *Comma separated values* – Trata-se de um ficheiro textual em que os valores estão separados por uma vírgula;
- *Crossvalidate* – Trata-se de um de 3 métodos de replicar modelos no *MaxEnt* e deve ser escolhido conforme a quantidade de dados que estão disponíveis para modelar e a quantidade de réplicas que se quer efetuar – no entanto não tem qualquer significado ecológico intrínseco;
- *Extent* – Trata-se da “moldura” que define os limites geográficos para os quais é possível exibir dados georreferenciados;
- *Geoprocessing* – Trata-se de um separador dentro do *ArcMap* que contém ferramentas essenciais para o processamento de dados georreferenciados;
- *Jackknife* – Trata-se de uma opção do *MaxEnt* que mede a importância de cada variável quando se usam as restantes variáveis e quando se usa a variável em questão mas isolada na modelação de adequabilidade;
- *Layer* – Trata-se de um mecanismo usado para exibir dados georreferenciados;
- *Mask* – Trata-se de um ficheiro (em formato *raster* ou outro usado) no processo *Extract by mask* que serve de “molde” dentro do qual vão ser extraídas as células do espaço (*raster*) que ficar dentro do “molde” (os dados do *raster* que ficarem fora dos limites do “molde” serão eliminados e retirados do novo *raster*);
- *Maximum Iterations* – Trata-se de um parâmetro do *MaxEnt* que está relacionada com o número de vezes que é realizada a operação de optimização que de forma iterativa (em várias vezes) melhora a adequabilidade de um modelo aos dados de ocorrência;

- *Merge* – Trata-se de uma ferramenta do *ArcMap* que combina conjuntos de dados diversos num novo ficheiro;
- *Mosaic to new raster* – Trata-se de uma ferramenta do *ArcMap* que combina vários *rasters* num novo raster único;
- *Overfitting* – Trata-se de uma situação que ocorre quando um modelo está demasiado ajustado aos dados de ocorrência usados para a construção do mesmo;
- *Point density* – Trata-se de uma ferramenta do *ArcMap* que calcula a densidade de dados sob a forma de pontos;
- *Project raster* – Trata-se de uma ferramenta do *ArcMap* que converte o sistema de projeção (coordenadas) de um *raster* para outro;
- *Random seed* – Trata-se de uma opção do *MaxEnt* que quando usada permite que em cada réplica feita seja usada uma fração de dados de ocorrência para treino e para teste diferente da anterior;
- *Raster* – Trata-se de um ficheiro cujos dados são apresentados numa matriz que está dividida em pixéis, cada um contendo um valor médio que corresponde a uma cor/informação;
- *Regularization multiplier* – Trata-se de um parâmetro do *MaxEnt* que previne situações de *overfitting* ao adicionar um fator regulador limitante ao peso de cada variável para um modelo de adequabilidade de habitat;
- *Shapefile* – descrevem dados de forma geométrica (pontos, linhas e polígonos) e trata-se de um vetor digital de armazenamento de dados georreferenciados (na verdade corresponde a um arquivo contendo um ficheiro principal ao qual se dá o nome de *Shapefile* e outros ficheiros sem os quais o ficheiro principal não pode ser exibido no *ArcGIS*);
- *Subsample* – Semelhantemente ao *crossvalidate*, trata-se de um dos 3 métodos para replicar modelos no *MaxEnt*; também não tem qualquer significado ecológico intrínseco;
- *Test gain* – Trata-se de um parâmetro associado à modelação de adequabilidade de habitat de uma espécie através do *MaxEnt* e representa a medição de uma

operação de otimização que é realizada de forma iterativa para cada variável modeladora e que melhora a adequabilidade (*fitness*) de um modelo;

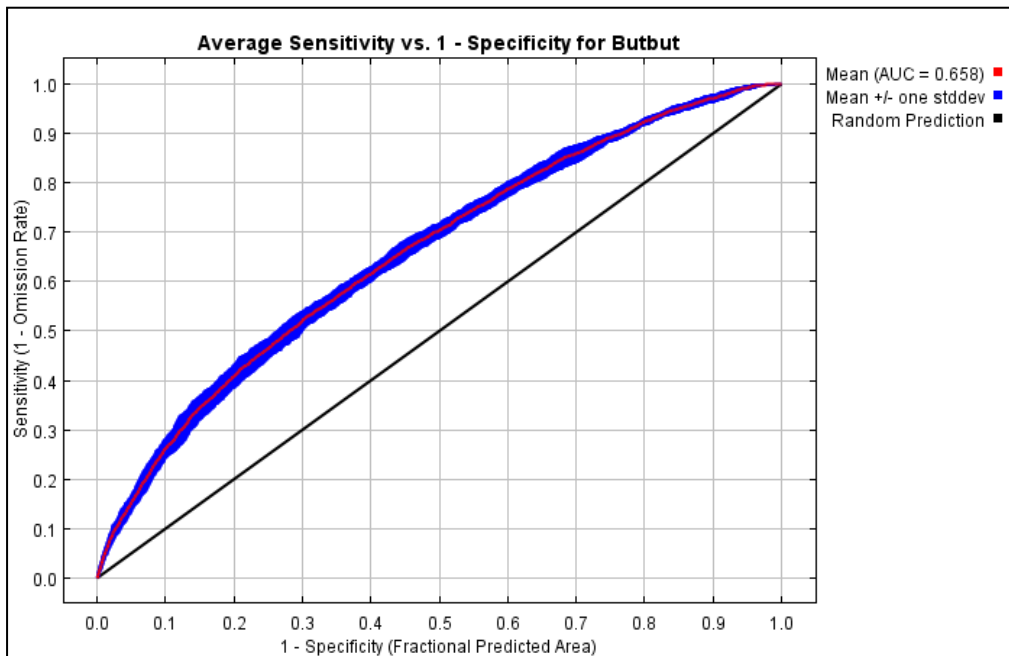
- *TIFF* (Tagged Image File Format) – Trata-se de um tipo de *raster* associado ao processamento de imagem;
- *Toolbox* – Trata-se de um separador no *ArcGIS* onde se encontram várias ferramentas para processar e analisar dados, organizadas por categorias.

- Anexo I – Exemplar da estrutura de uma ficha de campo usada na recolha de dados sobre um indivíduo de uma espécie de ave encontrado que sofreu mortalidade por eletrocussão

73

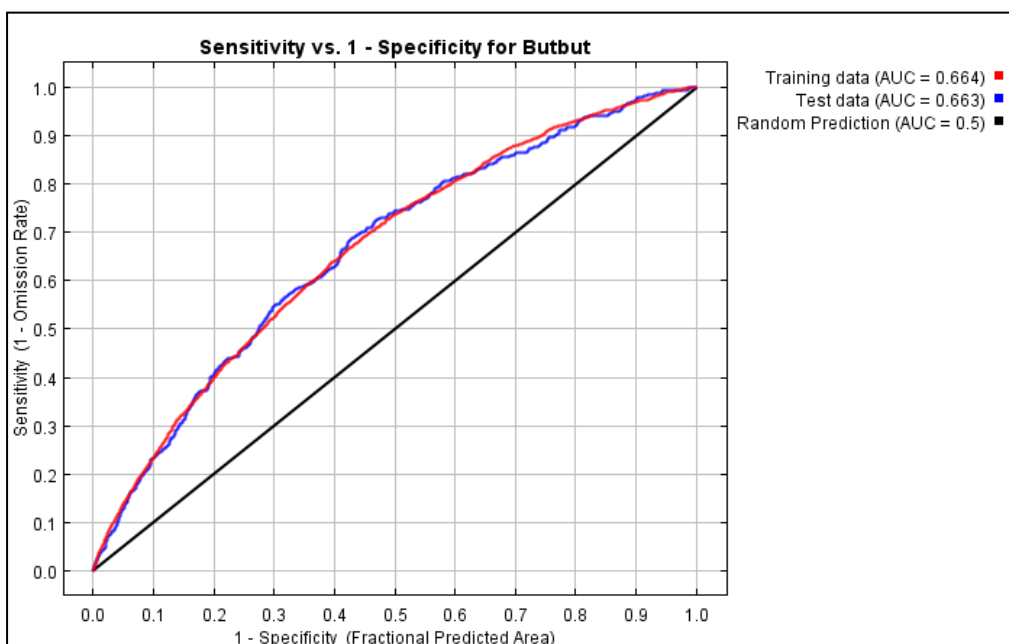
- Anexo II – Gráficos de AUC obtidos através da adequabilidade de habitat das 4 espécies de Accipitriformes em estudo no intervalo temporal 2010-2016 (resultados complementares)

➤ *Buteo buteo* na época de dispersão



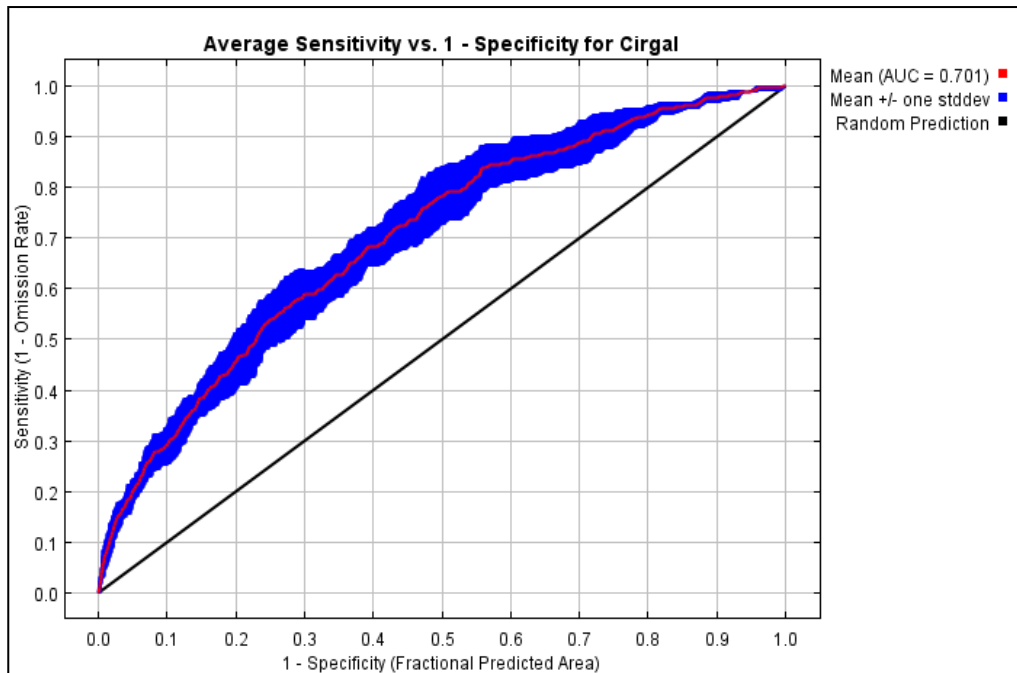
AUC médio = 0,658; Desvio-padrão = 0,010

➤ *Buteo buteo* na época de reprodução



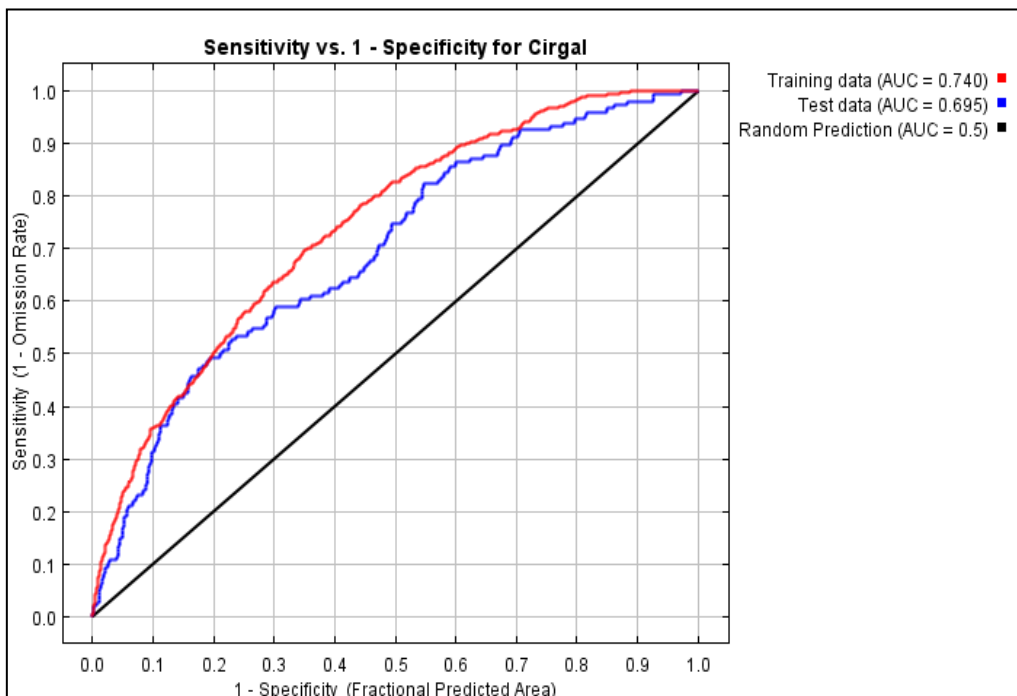
AUC teste = 0,663

➤ *Circaetus gallicus* na época de dispersão



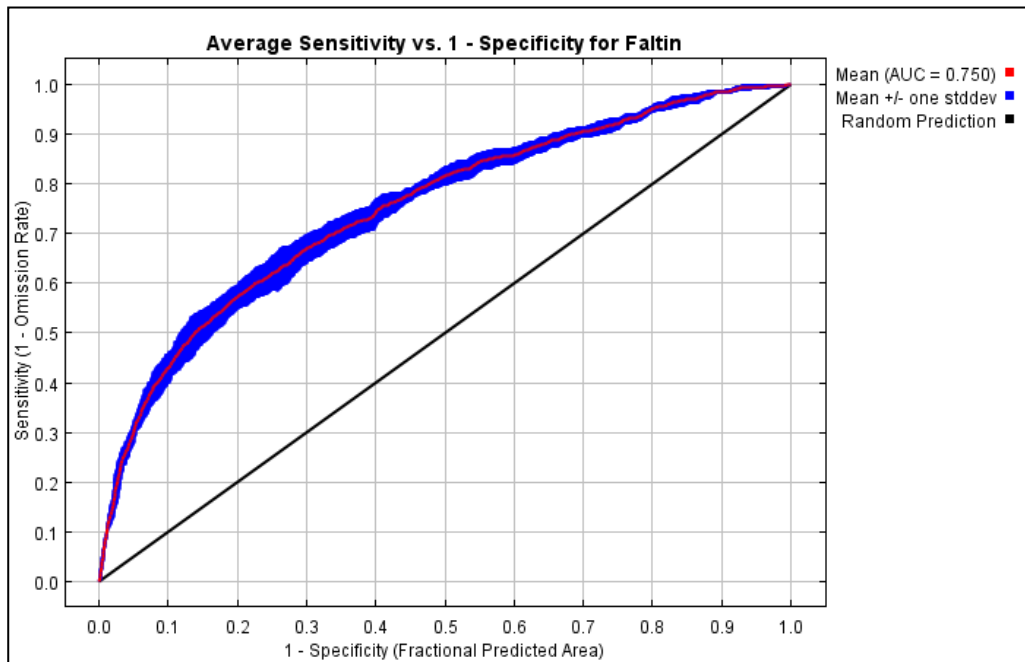
AUC médio = 0,701; Desvio-padrão = 0,028

➤ *Circaetus gallicus* na época de reprodução



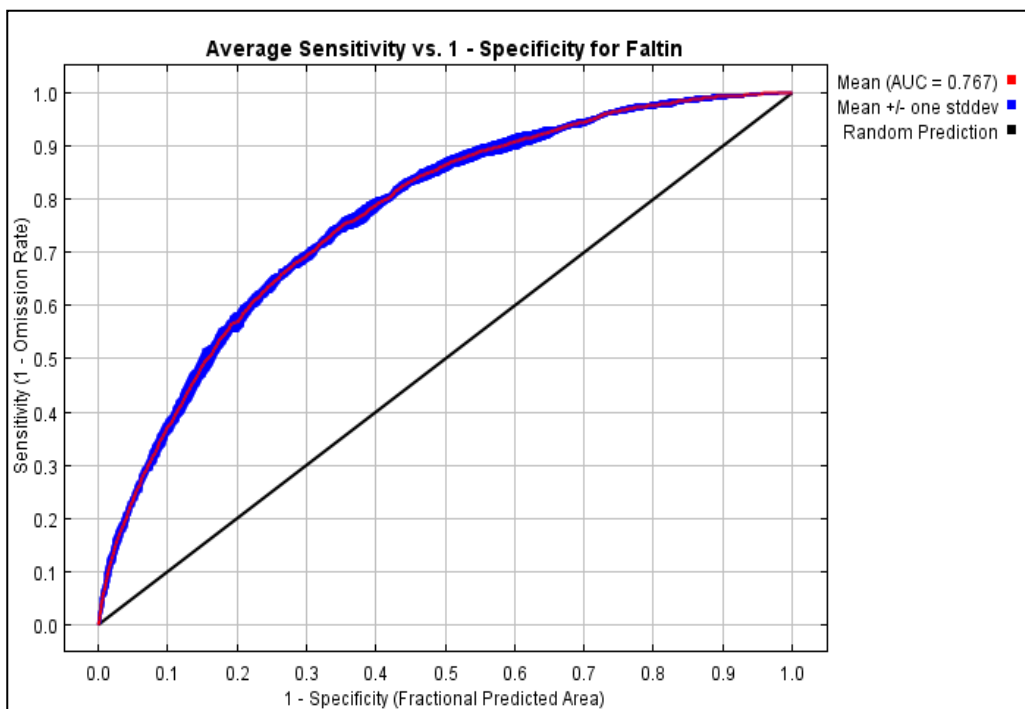
AUC test = 0,695

➤ *Falco tinnunculus* na época de dispersão



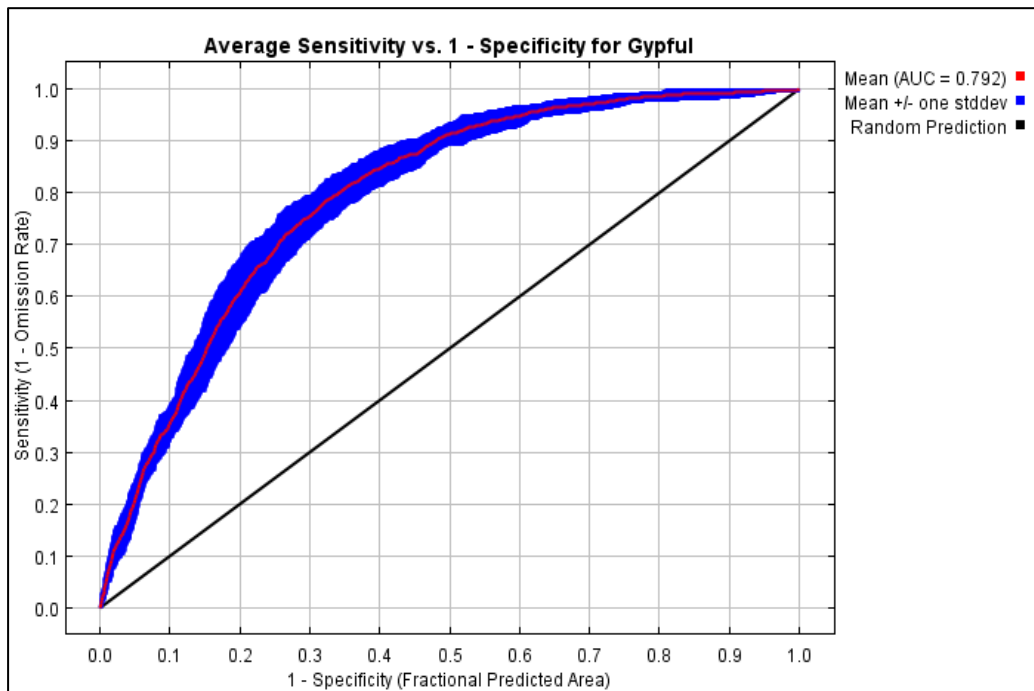
AUC médio = 0,750; Desvio-padrão = 0,014

➤ *Falco tinnunculus* na época de reprodução



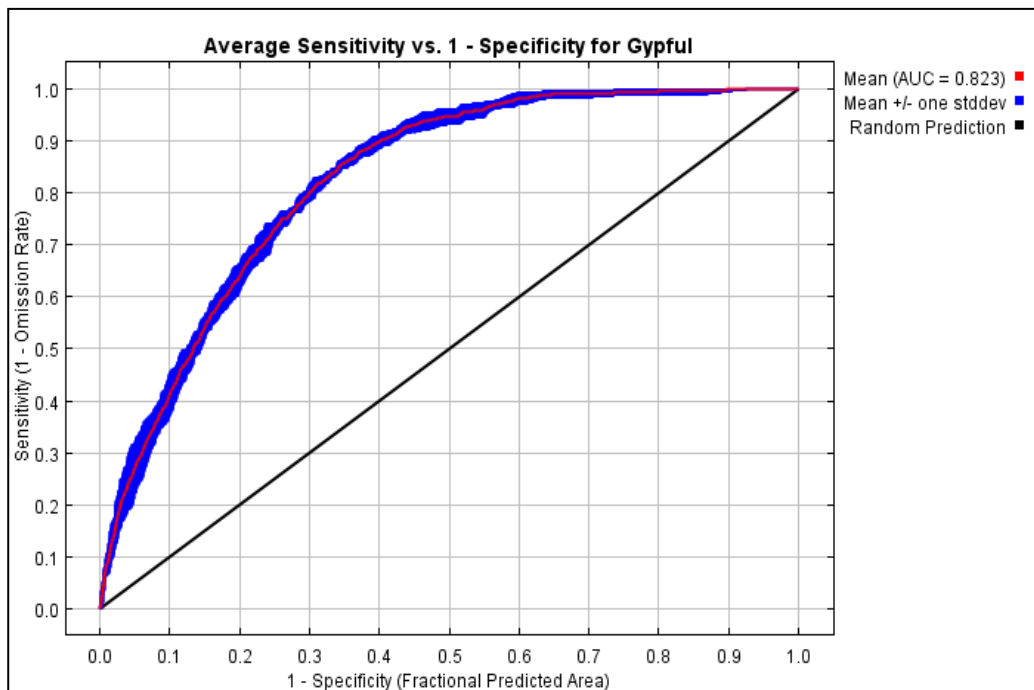
AUC médio = 0,767; Desvio-padrão = 0,007

➤ *Gyps fulvus* na época de dispersão



AUC médio = 0,792; Desvio-padrão = 0,022

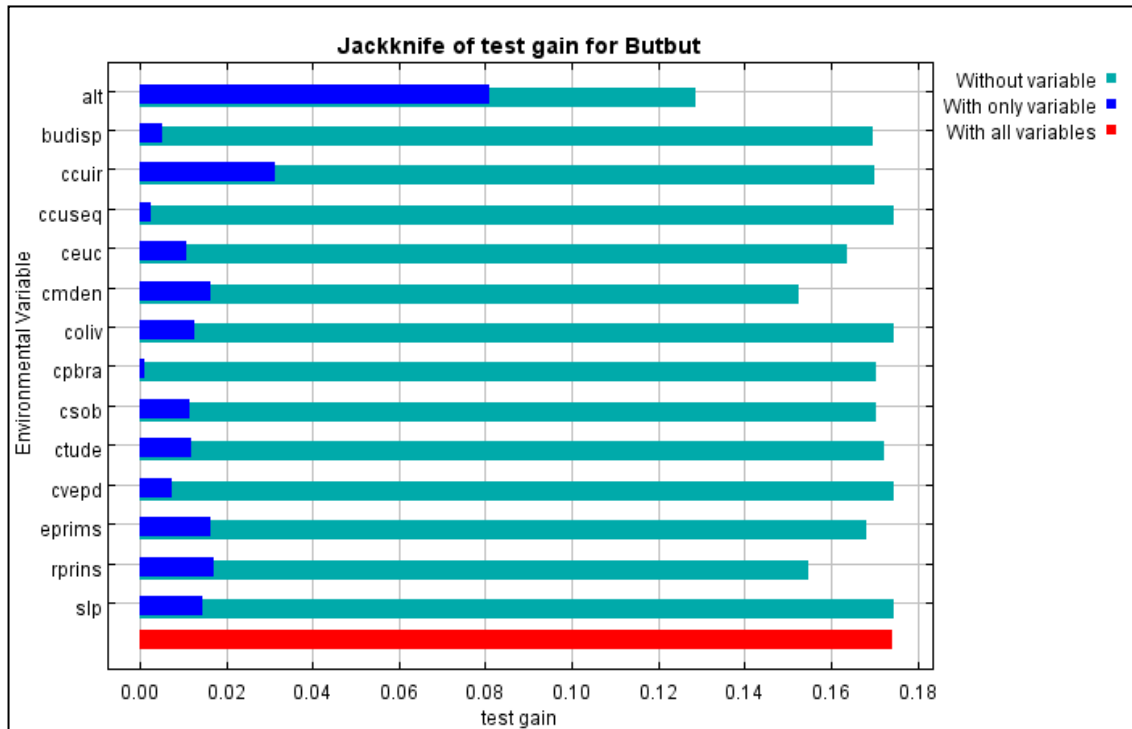
➤ *Gyps fulvus* na época de reprodução



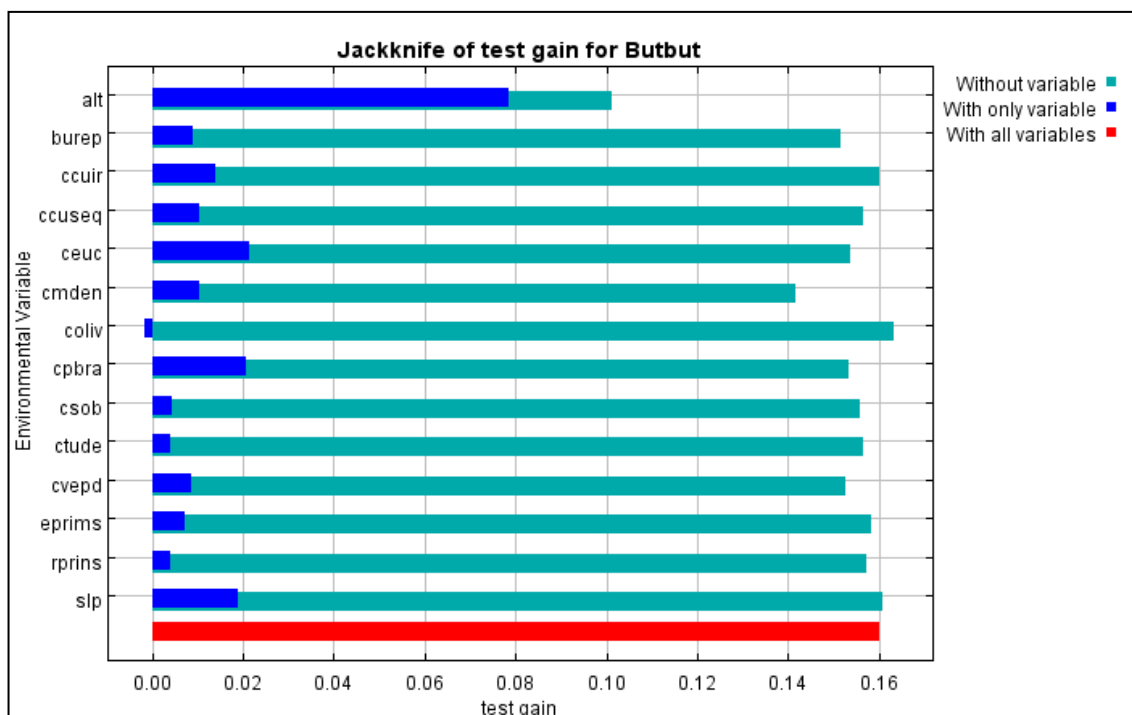
AUC médio = 0,823; Desvio-padrão = 0,004

- Anexo III – Testes de *jackknife* realizados na modelação de adequabilidade de habitat das 4 espécies de Accipitriformes em estudo no intervalo temporal 2010-2016 (resultados complementares):

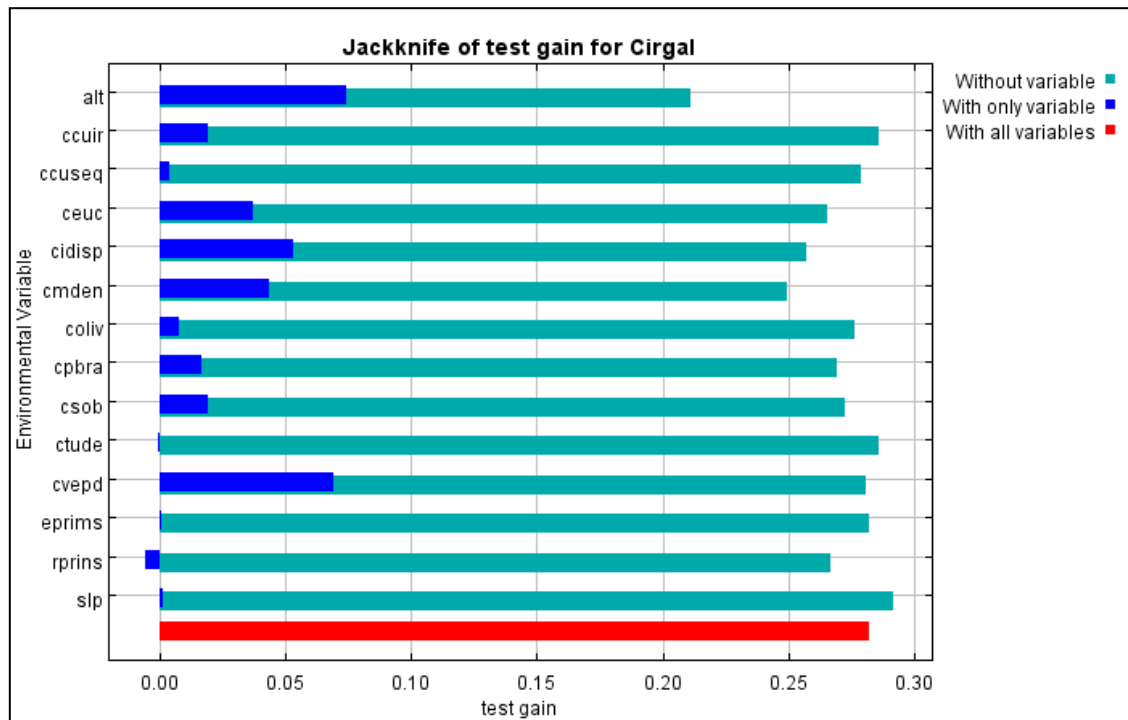
➤ *Buteo buteo* na época de dispersão



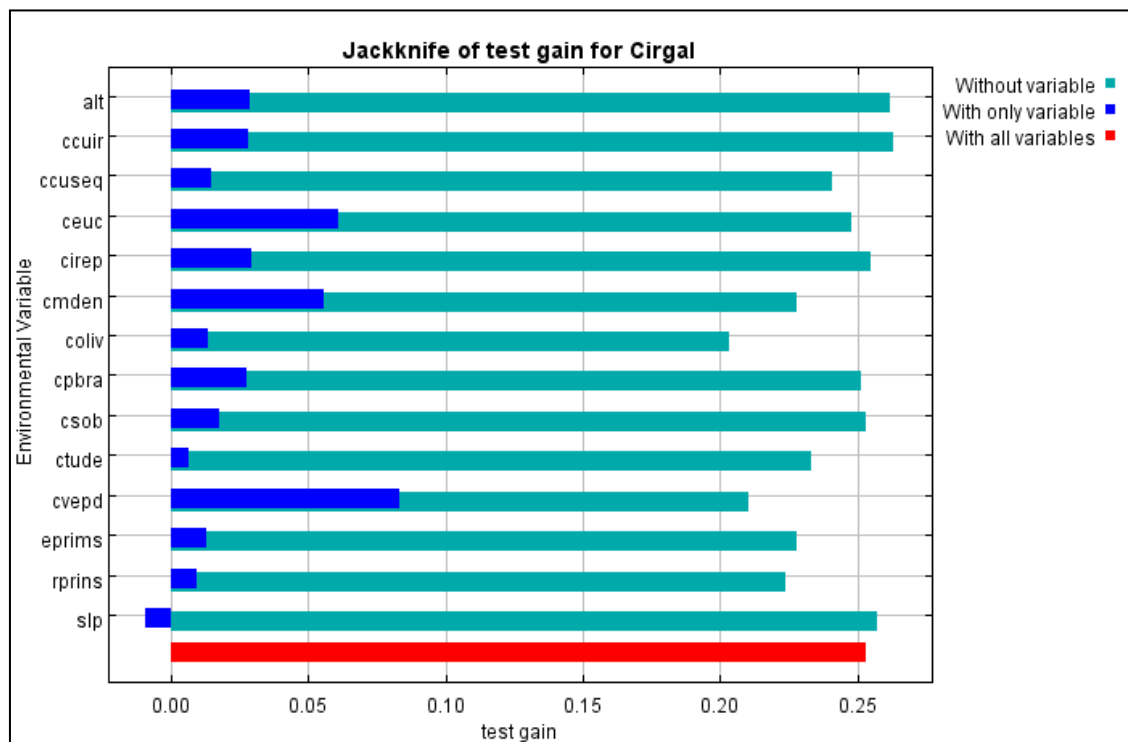
➤ *Buteo buteo* na época de reprodução



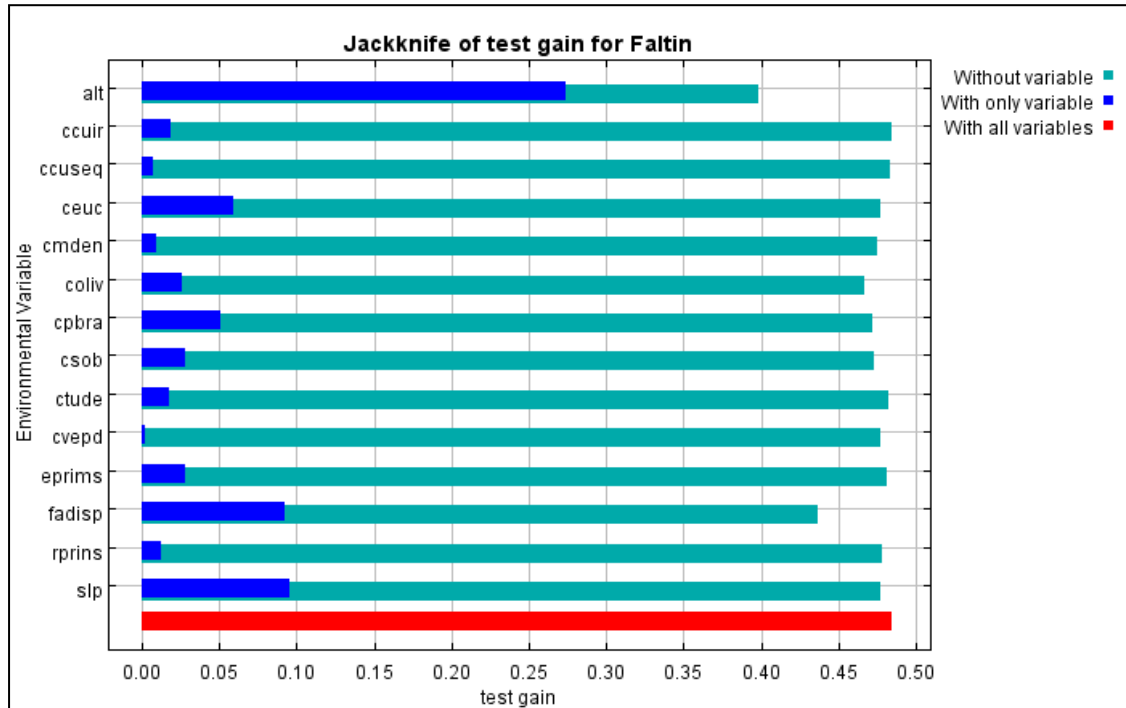
➤ *Circaetus gallicus* na época de dispersão



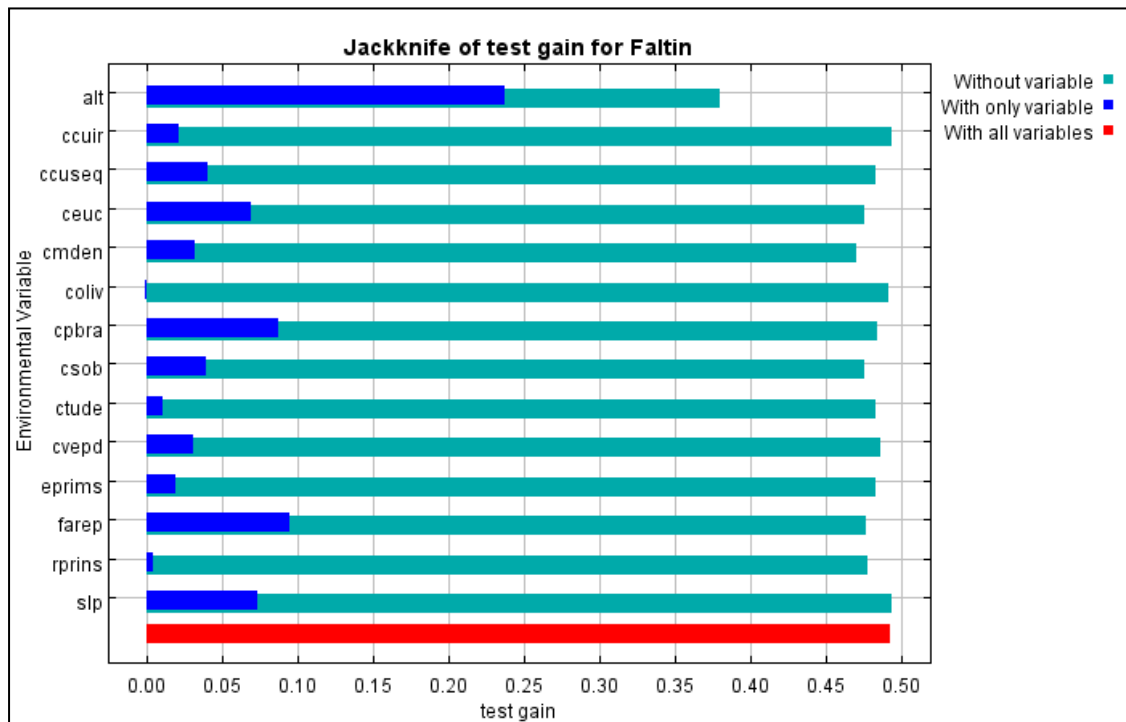
➤ *Circaetus gallicus* na época de reprodução



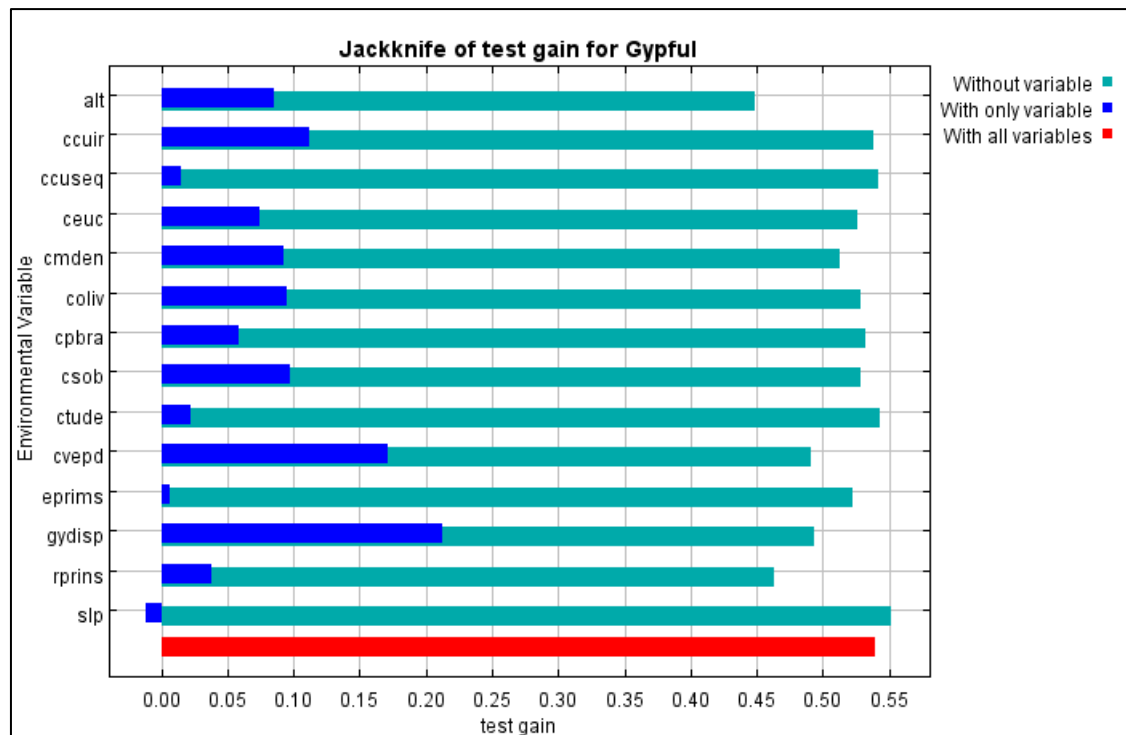
➤ *Falco tinnunculus* na época de dispersão



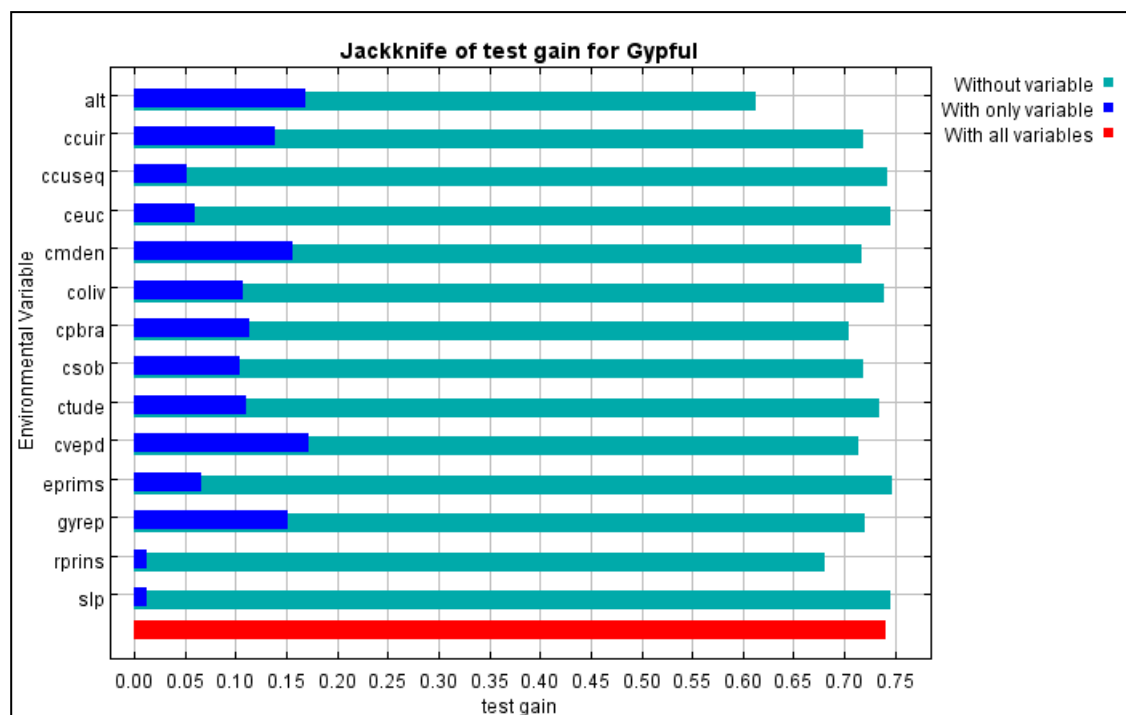
➤ *Falco tinnunculus* na época de reprodução



➤ *Gyps fulvus* na época de dispersão



➤ *Gyps fulvus* na época de reprodução



- Anexo IV – Tabelas com a medição da contribuição relativa de cada variável na modelação de adequabilidade de habitat das 4 espécies de Accipitriformes em estudo no intervalo temporal 2010-2016 (resultados complementares):
 - *Buteo buteo* na época de dispersão (à esquerda) e na época de reprodução (à direita)

Variable	Percent contribution	Permutation importance
alt	44.5	26.3
ccuir	10.1	11.3
cmden	7.7	12.4
rprins	7.6	10.2
eprims	7.1	5.4
budisp	5.8	7.1
ceuc	5.5	7.7
csob	4.9	3.3
ctude	2.4	4
cpbra	1.9	3.8
cvepd	0.8	4.4
slp	0.6	2.5
ccuseq	0.5	0.7
coliv	0.4	0.9

Variable	Percent contribution	Permutation importance
alt	59.8	46.5
ceuc	5.9	9.7
cmden	5.6	8.7
cpbra	5.3	4.6
ccuseq	5.1	5.1
rprins	4.3	5.2
cvepd	3.7	5.8
eprims	3.3	3.5
burep	2.5	3.5
csob	1.3	1.2
ccuir	1.3	1.1
coliv	0.9	3.2
ctude	0.9	1.9
slp	0.1	0.2

- *Circaetus gallicus* na época de dispersão (à esquerda) e na época de reprodução (à direita)

Variable	Percent contribution	Permutation importance
cvepd	25.2	11.5
rprins	14.5	11.6
alt	14.3	18
ceuc	10.3	6.6
cmden	8.1	11.7
cidisp	7	11.4
cpbra	7	9.6
coliv	4.8	3.3
eprims	3.1	3.5
csob	2.5	5.7
ccuir	1.6	3.1
slp	0.8	2
ctude	0.6	1.5
ccuseq	0.3	0.5

Variable	Percent contribution	Permutation importance
cvepd	32.2	13.3
alt	17.8	14.6
ceuc	9.4	7.7
cmden	8.1	8.8
cpbra	6.6	3.7
coliv	5	8.7
ctude	4.4	6.3
ccuseq	3.3	5.8
rprins	3.2	7.3
ccuir	3	3.5
eprims	2.8	5.6
csob	1.9	9.7
cirep	1.1	2.2
slp	1.1	2.7

- Falco tinnunculus na época de dispersão (à esquerda) e na época de reprodução à direita (à direita)

Variable	Percent contribution	Permutation importance
alt	49	23.4
fadisp	14	21.4
ceuc	7.8	6.2
cpbra	7.3	7.5
eprims	5	7.8
csob	4.8	6.2
cvepd	3.7	6.8
coliv	2.3	6.2
ctude	1.4	1.2
rprins	1.3	3
cmden	1.3	3.5
slp	1	3.3
ccuseq	0.5	2.4
ccuir	0.5	1.2

Variable	Percent contribution	Permutation importance
alt	48.1	42.2
cpbra	10.8	6.2
ceuc	8.5	8.2
cvepd	7.2	8.8
ccuseq	5.3	4
cmden	4.7	7.2
csob	4.6	4.8
rprins	3.3	4.1
eprims	3.2	5.1
farep	1.7	1.7
ctude	1.2	3.7
coliv	0.7	2.4
ccuir	0.6	0.9
slp	0.3	0.9

- Gyps fulvus na época de dispersão (à esquerda) e na época de reprodução à direita (à direita)

Variable	Percent contribution	Permutation importance
gydisp	18.9	17.7
alt	15.9	15.8
cmden	12.7	14
cvepd	12.6	14.1
ccuir	9.4	4.6
rprins	9.2	10.9
ceuc	6	5
coliv	4.9	2.2
csob	3.8	4
eprims	2.1	4.5
cpbra	1.7	3.6
slp	1.4	1.9
ccuseq	1	1.4
ctude	0.4	0.4

Variable	Percent contribution	Permutation importance
alt	24.7	27
cvepd	14.1	15.8
gyrep	10.1	5.1
ctude	9.6	3.9
cpbra	7.1	6.6
rprins	6.3	7.5
ccuir	5.8	6
cmden	5	9.8
ceuc	4.7	1.8
ccuseq	3.8	2.6
coliv	2.5	1.9
eprims	2.4	3
csob	2.1	7.3
slp	1.7	1.7

Nota: Os anexos III, IV e V correspondem a resultados complementares derivados da modelação de adequabilidade de habitat das 4 espécies em estudo neste trabalho.

9. Legenda dos anexos III e IV:

- *Alt* – altitude
- *Slp* - declive
- *Ccuir* – Distância a áreas com culturas temporárias de regadio
- *Ccuseq* – Distância a áreas com culturas temporárias de sequeiro
- *Ceuc* – Distância a áreas de eucalipto
- *Cmden* – Distância a áreas de matos densos
- *Coliv* – Distância a áreas de olival
- *Cpbra* – Distância a áreas de pinheiro-bravo
- *Csob* – Distância a áreas de sobreiro
- *Ctude* – Distância a áreas de tecido urbano descontínuo esparso
- *Cvepd* – Distância a áreas de vegetação esclerófita pouco densa
- *Eprims* – Distância às estradas primárias de Portugal Continental
- *Rprins* – Distância aos rios principais de Portugal Continental
- *Budisp* – Dados médios de NDVI para *Buteo buteo* na época de dispersão no intervalo temporal 2010-2016
- *Burep* – Dados médios de NDVI para *Buteo buteo* na época de reprodução no intervalo temporal 2010-2016
- *Cidisp* – Dados médios de NDVI para *Circaetus gallicus* na época de dispersão no intervalo temporal 2010-2016
- *Cirep* – Dados médios de NDVI para *Circaetus gallicus* na época de reprodução no intervalo temporal 2010-2016
- *Fadisp* – Dados médios de NDVI para *Falco tinnunculus* na época de dispersão no intervalo temporal 2010-2016
- *Farep* – Dados médios de NDVI para *Falco tinnunculus* na época de reprodução no intervalo temporal 2010-2016
- *Gydisp* – Dados médios de NDVI para *Gyps fulvus* na época de dispersão no intervalo temporal 2010-2016
- *Gyrep* – Dados médios de NDVI para *Gyps fulvus* na época de reprodução no intervalo temporal 2010-2016